

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Avaliação das medidas de mitigação para redução de
atropelamentos de fauna na SP-613, Parque Estadual Morro do
Diabo**

Anna Beatriz Queiroz Di Souza

Trabalho de conclusão de curso apresentado como
parte dos requisitos para obtenção do título de
Bacharela em Ciências Biológicas

**Piracicaba
2025**

Anna Beatriz Queiroz Di Souza

**Avaliação das medidas de mitigação para redução de atropelamentos de fauna
na SP-613, Parque Estadual Morro do Diabo**

Orientadora:

Profª Drª **KATIA MARIA PASCHOALETTO MICCHI DE BARROS FERRAZ**

Coorientador:

Drª. **FERNANDA DELBORGO ABRA**

Trabalho de conclusão de curso apresentado como
parte dos requisitos para obtenção do título de
Bacharela em Ciências Biológicas

**Piracicaba
2025**

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus por ter me sustentado ao longo desses anos de graduação e de vida.

Aos meus pais - Lilan e Newton - e pais de coração - André e Suane - por permitirem a realização deste sonho e por sempre me apoiarem e sustentarem, acreditando em mim mesmo quando eu duvidava.

A toda a minha família: avós, avôs, tios, tias, primos... especialmente aos meus irmãos, Pedro e Lucas, por serem minha alegria de todos os dias; e aos meus portos seguros, “vó Ana” e tia Michelle, por me ouvirem e colocarem em suas orações em todos os momentos. Ao Dimas, por ser meu pai de coração.

Às minhas orientadoras, Prof^{fa} Dr^a Katia Maria Paschoaletto Micchi De Barros Ferraz e Dr^a. Fernanda Delborgo Abra, por todo apoio, ensinamento, conhecimento compartilhado e orientações fornecidas ao longo da graduação e neste projeto. Agradeço principalmente por confiarem e acreditarem em mim.

Ao LEMaC - Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação da Fauna Silvestre e todos os membros pelo meu acolhimento durante os anos de graduação.

A todos os professores que fizeram parte da minha formação, desde o ensino fundamental até a graduação, sempre me incentivando a me esforçar em busca dos meus objetivos.

À Larissa Gonçalves, Ana Carla Aquino, Eduardo Alexandrino, Vinicius Alberici e Yuri Ribeiro pela colaboração com o projeto, compartilhando conhecimentos e me auxiliando a prosseguir.

Aos amigos que me acompanharam ao longo desses anos: Daniela, Luísa, Anita, Isabella, Livia, Carolina, Selma, Sofia, Gabriela, Lucas, Bela, Caio, Kenji. Agradeço por todos os momentos e alegrias compartilhadas, mas, principalmente, por sempre estarem ao meu lado quando precisei. À Ana Beatriz, pelo ombro amigo em todos os momentos. À Beatriz e Leticia, pelos ensinamentos e por sempre me inspirarem durante meu período na ViaFAUNA. Aos auxiliares de campo que permitiram que a esta pesquisa se tornasse realidade: André, Beatriz, Caio, Livia, Selma e Sofia.

Ao Paulo, por ter sido meu porto seguro desde que nos conhecemos, me trazendo a paz nos momentos que eu mais precisei.

Ao Eriqui e equipe do Parque Estadual Morro do Diabo, pela hospitalidade e alojamento fornecido durante a pesquisa. À Andrea, por todo apoio e informações fornecidas ao longo do projeto.

A Universidade de São Paulo (USP) e a Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ) pela oportunidade de uma formação superior de excelência.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), Processo: Nº 2023/17693-0, e à ViaFAUNA, pelo apoio financeiro e logístico que permitiram a realização desta pesquisa. Ao Instituto Luisa Pinho Sartori, pelo incentivo através do Prêmio Luisa.

EPÍGRAFE

*“Poucas forças foram mais influentes
na modificação da Terra do que o transporte”.*

- Ullman (1956)

SUMÁRIO

RESUMO	1
ABSTRACT	2
LISTA DE FIGURAS	3
LISTA DE TABELAS	5
1. INTRODUÇÃO	7
1.1 Objetivos gerais	12
1.2 Objetivos específicos	12
2. MATERIAIS E MÉTODOS	13
2.1 Área de estudo e histórico da área	13
2.2 Revisão bibliográfica	18
2.3 Monitoramento de PIFs e cercas associadas	19
2.4 Monitoramento de fauna atropelada	24
2.5 Obtenção de dados secundários	28
3. RESULTADOS	29
3.1 Revisão bibliográfica	29
3.2 Monitoramento de PIFs e cercas associadas	35
3.3 Monitoramento de fauna atropelada	45
3.4 Análise dos dados secundários	56
4. DISCUSSÃO	66
5. CONCLUSÕES	77
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77

RESUMO

Avaliação das medidas de mitigação para redução de atropelamentos de fauna na SP-613, Parque Estadual Morro do Diabo

Apesar de crucial para o desenvolvimento socioeconômico e regional, as rodovias, especialmente em Unidades de Conservação, ameaçam a fauna ao interromper fluxos ecológicos e causar mortes por colisão, com grande impacto na conservação de espécies. Este estudo analisou os impactos de atropelamentos de fauna ao longo de 37 km da rodovia SP-613, Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD), considerando as medidas de mitigação implementadas. Para tal, entre maio e setembro de 2024 foram realizadas cinco campanhas de monitoramento de fauna atropelada (41 horas de esforço amostral) e três campanhas de monitoramento de fauna por armadilhas fotográficas, totalizando 2.160 horas de esforço por câmera. Para o monitoramento de cercas e passagens inferiores de fauna (PIFs), foram registradas 31 espécies: 22 mamíferos, oito aves e um réptil, incluindo oito espécies classificadas em algum grau de ameaça, das quais apenas duas foram registradas utilizando as PIFs. Foram registrados 50 atropelamentos nos 37 km de rodovia monitorados: 31 mamíferos, 14 aves, um réptil e quatro cujas classes não foram possíveis identificar devido ao avançado estágio de decomposição das carcaças. Foram identificadas 16 espécies de fauna vítimas das colisões, 14 delas silvestres e duas domésticas, sendo que apenas uma delas, o tapiti (*Sylvilagus* sp.), é considerada ameaçada de extinção. Os trechos B (dentro do PEMD) e C (limite oeste) tiveram maior número de colisões encontradas, com respectivamente 28% (n = 14) e 56% (n = 28) dos eventos de colisão com a fauna cada um. A taxa de atropelamentos no trecho C foi significativamente maior em comparação ao trecho A (limite leste). Foi identificado um padrão de concentração de colisões em trechos específicos, com nove *clusters* de colisões, sendo cinco no trecho C, três no trecho B e um no A, sugerindo que a mortalidade na via não acontece de forma aleatória e que fatores como o uso do solo, biodiversidade do entorno e velocidade veicular podem influenciar a mortalidade das espécies. Sugere-se que as medidas de mitigação instaladas, especialmente as cercas, não são adequadas para reduzir os impactos de atropelamentos de fauna de médios e grandes mamíferos, o que pode estar relacionado à baixa eficácia das cercas curtas em barrar a passagem dos animais para a rodovia e em conduzi-los as espécies para travessias nas PIFs, já que as PIFs foram utilizadas principalmente por animais de menor porte e por poucas espécies. Mamíferos de médio e grande porte não estão utilizando as PIFs, o que associa-se ao fato das cercas não possuírem extensão adequada para barrar a entrada dos animais na rodovia nem encaminhá-los para as PIFs. Sugere-se que as medidas de mitigação instaladas, especialmente os cercamentos, não são adequadas para reduzir os impactos de atropelamentos de fauna de médios e grandes mamíferos. As PIFs devem ser associadas a cercamentos longos, o que não é o caso da SP-613. Recomenda-se a condução de monitoramento sistemático de longo prazo para avaliar a efetividade das medidas de mitigação implementadas e a readequação das mesmas quando os resultados indicarem baixa efetividade.

Palavras-chave: Colisões veiculares, Fauna silvestre, Passagens inferiores de fauna, Rodovia, Unidade de conservação

ABSTRACT

Evaluation of mitigation measures to reduce wildlife roadkill on SP-613, Morro do Diabo State Park

Despite being crucial for socioeconomic and regional development, highways, especially in Conservation Units, threaten wildlife by disrupting ecological flows and causing collision deaths, with a significant impact on species conservation. This study analyzed the impacts of wildlife roadkill along 37 km of the SP-613 highway, Morro do Diabo State Park (PEMD), considering the mitigation measures implemented. To this end, between May and September 2024, five monitoring campaigns of roadkill (41 hours of sampling effort) and three monitoring campaigns of wildlife using camera traps were carried out, totaling 2,160 hours of effort per camera. For the monitoring of fences and wildlife underpasses (PIFs), 31 species were recorded: 21 mammals, eight birds, and one reptile, including eight species classified as threatened to some degree, of which only two were recorded using WUs. Fifty animal collisions were recorded along the 37 km of monitored highway: 31 mammals, 14 birds, one reptile, and four whose classes could not be identified due to the advanced stage of decomposition of the carcasses. Sixteen species of fauna were identified as victims of the collisions, 14 of them wild and two domestic, with only one of them, the tapiti (*Sylvilagus* sp.), considered endangered. Sections B (within the PEMD) and C (western limit) had the highest number of collisions found, with 28% ($n = 14$) and 56% ($n = 28$) of the collision events involving fauna, respectively. The rate of collisions in section C was significantly higher compared to section A (eastern limit). A pattern of collision concentration was identified in specific sections, with nine collision clusters: five in section C, three in section B, and one in section A. This suggests that road mortality is not random and that factors such as land use, surrounding biodiversity, and vehicle speed may influence species mortality. It is suggested that the mitigation measures installed, especially the fences, are not adequate to reduce the impacts of roadkill of medium and large mammals. This may be related to the low effectiveness of short fences in preventing animals from entering the highway and guiding species to crossings in the PIFs, since the PIFs were mainly used by smaller animals and few species. Medium and large mammals are not using the PIFs, which is associated with the fact that the fences do not have adequate length to prevent animals from entering the highway or directing them to the PIFs. It is suggested that the mitigation measures installed, especially the fencing, are not adequate to reduce the impacts of roadkill of medium and large mammals. PIFs should be associated with long-distance fencing, which is not the case on SP-613. It is recommended that systematic long-term monitoring be conducted to evaluate the effectiveness of the implemented mitigation measures and to readjust them when the results indicate low effectiveness.

Keywords: Conservation unit, Roads, Roadkill, Wildlife, Wildlife underpasses

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização das 6 PIFs da área de estudo e trechos de rodovia monitorados na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.	15
Figura 2: A) Placa de sinalização. B) Ondulação transversal e linhas de estímulo à redução de velocidade na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.	16
Figura 3. Esquema das medidas de mitigação localizadas na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP. Créditos: Isabella de Freitas Bento.	16
Figura 4: A) Instalação das câmeras com estaca de madeira na PIF. B) Marcação com tinta <i>spray</i> para observação do nível de água das PIFs na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.	20
Figura 5: Instalação de armadilhas fotográficas nos finais de cercas na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.	22
Figura 6: Número de registros por espécie nas PIFs (azul) e cercas (vermelho) na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP, em que * indica as espécies ameaçadas de extinção, as quais estiveram presentes, predominantemente, apenas nas cercas.	36
Figura 7: Registros de jaguatirica e veado-mateiro no monitoramento de fauna em PIFs na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.	37
Figura 8: A) Travessias de anta em direção à rodovia registradas por monitoramento via armadilhamento fotográfico em finais de cerca (A) e por vestígios (B) na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.	38
Figura 9: Índice de uso das PIFs amostradas na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.	39
Figura 10: Espécies registradas nas cercas na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP: a) anta, b) lobo-guará, c) tamanduá-bandeira com filhote, d) tamanduá-mirim.	40
Figura 11: Curvas de rarefação e extrapolação da riqueza de espécies para o conjunto de dados PIFs + cercas na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.	45
Figura 12: Taxa de atropelamentos por km por trecho na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.	51
Figura 13: Distribuição dos atropelamentos registrados nos trechos (A, B, C) no monitoramento de fauna atropelada na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.	52
Figura 14. Hotspots de colisões veiculares com fauna na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP, agregados em clusters de nível muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto.	53

Figura 15. Hotspots de colisões veiculares em relação a localização das PIFs monitoradas e não monitoradas no estudo na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

54

Figura 16: Curvas de rarefação e extrapolação da riqueza de espécies para os quatro bancos de dados de fauna na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

55

Figura 17: Espécies registradas no monitoramento de fauna atropelada, cercas e PIFs, considerando os dados desta pesquisa e os dados secundários na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

56

Figura 18: Destaque para os hotspots de colisões veiculares comuns encontrados no banco de dados da pesquisa e em relação à análise dos dados secundários na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

64

Figura 19: Colisões veiculares a um buffer de 1 km das PIFs considerando coleta de dados sistemáticos e oportunistas de 2019 a setembro 2024 na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

65

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Formato, material e altura das passagens de fauna monitoradas e número de patrimônio das câmeras utilizadas na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.	20
Tabela 2: Localização das PIFs e dos finais de cercas associadas às passagens de fauna monitoradas na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.	22
Tabela 3: Descrição dos conjuntos de dados utilizados para as análises na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.	28
Tabela 4: Artigos, ano, região, estado e UC estudados.	29
Tabela 5: Espécies registradas por PIFs e cercas amostradas, com índice de uso da fauna nas passagens na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.	40
Tabela 6: Espécies encontradas no monitoramento via armadilhamento fotográfico na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP. C: número de registros da espécie nas cercas. PIF: número de registros da espécie nas passagens inferiores de fauna. NI: não identificado. *representa espécies domésticas. Graus de ameaça seguem Decreto Estadual 68.853 (2018), 12 MMA/ICMBio (2022) e IUCN (2024): LC: pouco preocupante, NT: quase ameaçada, VU: vulnerável, EN: em perigo, CR: criticamente em perigo, DD: dados deficientes.	41
Tabela 7: Esforço amostral do monitoramento de fauna atropelada na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.	45
Tabela 8. Espécies registradas durante monitoramento de fauna atropelada na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP. AT: número de atropelamentos. AV: número de avistamentos. NI: não identificado. *espécies domésticas. Graus de ameaça seguem Decreto Estadual 68.853 (2018), MMA/ICMBio (2022) e IUCN (2025). LC: pouco preocupante. NT: quase ameaçada. EN: em perigo. CR: criticamente em perigo. DD: dados deficientes.	47
Tabela 9: Taxa de atropelamentos por km por trecho e total na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.	50
Tabela 10: Espécies registradas durante monitoramento de fauna atropelada. AT: número de atropelamentos. NI: não identificado. *espécies domésticas. Graus de ameaça seguem Decreto Estadual 68.853 (2018), MMA/ICMBio (2022) e IUCN (2024). LC: pouco preocupante. NT: quase ameaçada. EN: em perigo. CR: criticamente em perigo. DD: dados deficientes. A: dados referentes ao Processo FAPESP 2023/17693-	

0 (2024), B: dados da Coordenadoria de Meio Ambiente (2022-2023); C: dados do DER/SP (2019-2023). 58

Tabela 11: Número de colisões em buffer de 100m das medidas de mitigação secundárias na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP. 65

1. INTRODUÇÃO

As rodovias desempenham um papel crucial no transporte de pessoas e no escoamento produtivo, conectando regiões e impulsionando o desenvolvimento social e econômico (Bager e Fontoura, 2013; Ivanova e Masarova, 2013; Ng et al., 2019). No entanto, a construção e operação dessas infraestruturas representam uma significativa fronteira ecológica para a fauna (Forman e Alexander, 1998), que acarreta em diversos impactos nas populações locais (Coffin, 2007; Goosem, 2007; Huijser et al., 2007; Laurance et al., 2009; Barthelmess e Brooks, 2010; Dean et al., 2019; Moore et al., 2023).

Dentre os impactos negativos, podem ser citados os efeitos hidrológicos e erosivos, tanto locais quanto distantes, decorrentes do escoamento de sedimentos e da poluição química (Forman e Alexander, 1998; Alamgir et al., 2017; Shahab et al., 2020). Além destes, as rodovias também promovem alterações microclimáticas de calor e umidade nas áreas circundantes (Borda-de-Água et al., 2017), além de estarem fortemente associadas ao desmatamento, especialmente devido à construção de estradas vicinais (Ferrante e Fearnside, 2020). A disponibilidade de recursos essenciais para as espécies, como água, abrigo e alimento, também é afetada (Coffin, 2007), e as perturbações ambientais podem induzir mudanças comportamentais que comprometem a sobrevivência e levam ao declínio populacional (Prokopenko et al., 2017; Seidler et al., 2018).

Em termos de impacto direto sobre as espécies, destacam-se o efeito barreira, que contribui para a fragmentação de habitats e a evitação das rodovias pela fauna (Moore et al., 2023), e as colisões veiculares (Forman e Alexander 1998; Coffin, 2007; Schwartz et al., 2020; Grilo et al., 2021, 2025). O efeito barreira consiste no fenômeno em que, ao dividir contínuos de vegetação, as rodovias tornam-se intransponíveis para alguns grupos faunísticos, subdividindo-os em populações parcialmente isoladas em lados opostos do pavimento (Mimet et al., 2016). Esse isolamento se intensifica porque muitos animais, repelidos pelo ruído, luz, características do pavimento e pela perturbação constante do tráfego, desenvolvem um comportamento de evitação e deixam de atravessar a via (Forman e Alexander, 1998; Jaeger et al., 2005; Proppe et al., 2017). Essas alterações espaciais resultam em mudanças no uso do solo, reconfigurando a estrutura e a função dos ecossistemas e impactando a composição

e a dinâmica espacial das comunidades (Coffin, 2007; González-Suárez et al., 2018). Esse processo de fragmentação e isolamento de habitats pode interromper fluxos ecológicos (Forman e Alexander, 1998; Laurance et al., 2009) e restringir o fluxo gênico entre populações (Holderegger e Di Giulio, 2010; Jackson e Fahrig, 2011; Remon et al., 2022).

A mortalidade direta de indivíduos por colisões veiculares representa outra grande ameaça, sendo uma das principais causas de declínio das populações de animais silvestres em escala global (Forman e Alexander, 1998; Ceia-Hasse et al., 2018; Abra et al., 2021; Moore et al., 2023; Grilo et al., 2025). Esse impacto é significativo para a conservação das espécies, pois está associado à redução da viabilidade populacional, podendo levar a declínios acentuados (Jackson e Fahrig, 2011; Grilo et al., 2021; Moore et al., 2023), superando os efeitos da caça (Forman e Alexander, 1998; Laurance et al., 2008) e afetando significativamente espécies ameaçadas de extinção (Huijser et al., 2007; Srbek-Araujo et al., 2015; Blackburn, 2021).

Estima-se que, somente no Brasil, as colisões veiculares causem a morte de mais de dois milhões de mamíferos e oito milhões de aves anualmente (González-Suárez et al., 2018). No estado de São Paulo, mais de 39 mil mamíferos silvestres de médio e grande porte são vitimados por ano (Abra et al., 2021). E, além dos impactos sobre a fauna, as colisões também representam riscos para a saúde e segurança humana, incluindo lesões físicas, danos materiais e emocionais, e até acidentes fatais (Seiler et al., 2016). No estado de São Paulo, anualmente, 2.611 pessoas são feridas em colisões com animais em rodovias, com uma taxa de óbito de 18,5%, gerando impactos econômicos de mais de R\$ 56 milhões por ano (Abra et al., 2019).

Diante desses impactos, as rodovias são reconhecidas como vetores de fragmentação da paisagem e ameaças à conservação biológica. Para mitigar esses efeitos, diversas medidas de mitigação têm sido desenvolvidas (Huijser e McGowen, 2010; Ford et al., 2011; van der Ree et al., 2015; Ford e Clevenger, 2018), visando reduzir os riscos tanto para a fauna quanto para os usuários das rodovias, uma vez que a diminuição no número de acidentes também promove a segurança viária para os usuários. Essas medidas incluem tanto intervenções que podem alterar o comportamento dos condutores (placas, lombadas, radares) quanto da fauna

(passagens de fauna, cercas) (Glista et al., 2009), podendo ser implementadas em conjunto e apresentando diferentes níveis de investimento, manutenção e eficácia.

Medidas de baixo custo, como placas de alerta e linhas de estímulo à redução de velocidade, geralmente apresentam baixa eficácia na redução da velocidade dos veículos e, conseqüentemente, na prevenção de acidentes (Beckmann et al., 2010; Rytwinski et al., 2016; Benten et al., 2018; Dumalakas et al., 2025). No caso das sinalizações de travessia de fauna, em pesquisa realizada na Arábia Saudita, Al-Ghamdi e AlGadhi (2004) observaram que, embora a maioria das placas de sinalização tenha resultado em redução na velocidade média dos motoristas, essa diminuição variou entre 3 e 7 km/h, o que tem impacto limitado na mitigação de acidentes em vias de alta velocidade. De modo semelhante, Andini et al. (2020) identificaram que o dispositivo de gerenciamento de velocidade mais eficaz foi a própria placa de limite de velocidade, que conseguiu reduzir a velocidade em cerca de 4 km/h. Já no Mato Grosso do Sul, Dumalakas et al. (2025) constataram que, entre três tipos de sinalizações testadas (placas educativas, educativas com mensagem de risco e placas de advertência padrão), apenas aquelas com mensagem de risco estavam associadas à redução de velocidade. No entanto, assim como em outros estudos, os autores ressaltam que o efeito foi mínimo e que os condutores tendem a retomar ou até ultrapassar a velocidade anterior logo após passarem pelas placas.

De modo geral, a literatura aponta que a sinalização de travessias de fauna a partir de placas nas rodovias é uma medida mais econômica e de fácil instalação (Kim et al., 2023.). Apesar de ser a medida mais utilizada ao redor do mundo, possui baixa influência no comportamento de diminuição de velocidade por parte dos motoristas (Huijser et al., 2008, 2015). Além da escassez de estudos de longo prazo avaliando sua eficácia, esta pode também ser limitada pela habituação do motorista ao alerta e da incerteza da interação com os animais na via, especialmente em áreas onde os motoristas trafegam frequentemente (Putman et al., 2004; Bond et al., 2013; Ahmed e Ahmed, 2022). Dessa forma, observa-se uma eficácia limitada das placas na redução de velocidade em rodovias, o que reforça a necessidade de adoção de estratégias complementares para mitigar os atropelamentos de fauna de forma mais efetiva.

De modo semelhante, para as ondulações de linhas de estímulo à redução de velocidade, o *design* das linhas de marcação pode orientar os motoristas a

desacelerar, e apresenta baixo custo de implementação e manutenção. Porém, apesar de Zhu et al. (2020) terem observado reduções de até 10 km/h na velocidade dos veículos, especialmente em zonas de saídas de túneis da China, Lio et al. (2022) sugerem que seu efeito de alerta cognitivo pode ser mais pronunciado do que seu impacto real na redução da velocidade física do veículo, além de também existir o viés de habituação dos condutores às estruturas (Ahmed e Ahmed, 2022).

Em contrapartida, medidas comparativamente mais onerosas, como os cercamentos e passagens inferiores de fauna (PIFs), mostram-se mais eficazes na redução de atropelamentos de grandes mamíferos (Rytwinski et al., 2016). Análises de custo-benefício indicam que o tempo necessário para recuperar o investimento em cercamentos como medida de mitigação em pontos críticos de mortalidade varia de nove a 25 anos (Ascensão et al., 2021). A combinação de passagens de fauna com cercamentos é considerada uma das estratégias mais eficazes para reduzir a mortalidade em rodovias (McCollister e Van Manen 2010; Sawyer et al., 2012; van der Grift et al., 2013; Rytwinski et al., 2016; Donaldson e Elliott, 2020; Spanowicz et al., 2020).

Quando bem planejadas e instaladas em locais estratégicos, essas estruturas guiam os animais por passagens subterrâneas ou viadutos, promovendo travessias seguras e contribuindo para a redução de colisões com a fauna. Quando projetadas com base nas necessidades das espécies-alvo e corretamente implementadas e mantidas, cercas e passagens de fauna podem reduzir significativamente os acidentes com grandes mamíferos, com quedas entre 80 e 98,5% nas colisões registradas (Huijser et al., 2016; Rytwinski et al., 2016). Clevenger et al. (2001), em estudo realizado no Canadá, observaram uma redução de 80% nas colisões com ungulados após a instalação de cercas. De forma semelhante, Dodd et al. (2007) relataram diminuição de 87% nos acidentes envolvendo alces em trechos rodoviários do Arizona (EUA) com a adoção da mesma medida. Em Wyoming (EUA), Sawyer et al. (2012) registraram queda de 81% nas colisões com veados, além do aumento do uso das passagens de fauna por essa espécie, após a instalação de cercas de condução. No estudo de Bissonette e Rosa (2012), em Utah (EUA), a mortalidade de veados em rodovias foi reduzida em 98,5%. Também no Arizona, Gagnon et al. (2015) reportaram redução de 97% nos acidentes com cervos, acompanhada pelo crescimento no uso

das passagens, e estimaram a recuperação dos custos do projeto em menos de cinco anos.

Passagens de fauna sem cercas podem promover benefícios de incremento de conectividade, porém, quando não associadas ao cercamento, benefícios para a redução de mortalidade por atropelamento não são observados (Abra et al., 2020). Assim, a seleção da estratégia de mitigação mais adequada representa um desafio para os planejadores rodoviários, devido à limitação de dados sobre a eficácia comparativa das diferentes medidas na redução de colisões veiculares com a fauna. Para Glista et al. (2009), como existem poucos estudos comparando a mortalidade antes e depois da instalação de estruturas de mitigação, sua eficiência é muito difícil de ser adequadamente avaliada. Além disso, os custos de implementação podem variar significativamente, tornando a tomada de decisões ainda mais complexa (Rytwinski et al., 2016). Isso ocorre porque um planejamento eficaz requer uma abordagem específica para cada local, alinhando as intervenções aos padrões de movimentação da fauna local e às características viárias. Para van der Grift et al. (2015), a avaliação da eficácia das medidas de mitigação deve envolver etapas de delineamento experimental desde o planejamento rodoviário, de forma que uma avaliação abrangente permite a alocação financeira de forma mais econômica e eficaz possível, ao identificar e monitorar as espécies-alvo e os locais mitigados. Alguns exemplos de fatores que influenciam a eficácia das medidas de mitigação são o habitat ao longo da rodovia, o nível de ruído, as espécies-alvo, o projeto e a extensão das cercas e travessias (van der Grift, 2013; Huijser et al., 2016; Rytwinski et al., 2016; Gonçalves et al., 2023).

As passagens de fauna silvestre possuem como principais objetivos a dispersão e migração segura da fauna, a redução das colisões e a melhoria da segurança viária (Taylor e Goldingay, 2010; Sawyer et al., 2012; Simpson et al., 2016; Denneboom et al., 2021; Goldingay et al., 2022). As passagens inferiores de fauna (PIFs) são estruturas subterrâneas construídas sob as estradas, incluindo bueiros de drenagem modificados, e têm sido as estruturas mais amplamente instaladas e estudadas (Taylor e Goldingay, 2010; Denneboom et al., 2021). Para determinar sua eficácia, a maioria dos estudos conduzidos foca em sua frequência de uso por diferentes espécies (Sawyer et al., 2012; Simpson et al., 2016; Weinshenker et al., 2025).

A compreensão da dinâmica e distribuição espacial dos atropelamentos de fauna silvestre, especialmente a partir da identificação de trechos mais críticos, é fundamental para orientar medidas de mitigação mais eficazes, otimizar recursos e promover a conservação da biodiversidade por meio de estratégias com melhor relação custo-benefício (Rytwinski et al., 2016; Abra et al., 2019; Ascensão et al., 2021; Perão, 2024). Em Unidades de Conservação (UCs), onde há elevada riqueza faunística, esses impactos tornam-se ainda mais preocupantes (Garriga et al., 2012; Ruffino et al., 2016), reforçando a importância de compreender os padrões de mortalidade para embasar a tomada de decisões e subsidiar a gestão das rodovias, além de identificar as medidas mitigatórias mais adequadas e avaliar sua real efetividade na redução dos impactos à fauna (Bager e Fontoura, 2013; Schauman et al., 2025).

Neste contexto, este estudo tem como foco o Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD), unidade de conservação localizada em Teodoro Sampaio, São Paulo, e cortada pela Rodovia Arlindo Bértio (SP-613).

1.1 Objetivos gerais

Este estudo teve como objetivo geral avaliar a eficácia das passagens inferiores de fauna (PIFs) e das cercas associadas na rodovia SP-613 em relação às colisões veiculares com fauna silvestre.

1.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos são:

- Analisar os padrões espaciais dos atropelamentos de fauna na rodovia, buscando relações entre a proximidade das PIFs e as colisões veiculares;
- Realizar o levantamento da fauna atropelada na rodovia, entendendo seu arranjo espacial;
- Monitorar os usos das PIFs e das cercas pela fauna, especialmente a ameaçada de extinção, considerando a aplicação do índice de uso para análise do número de travessias em cada passagem e a direção do deslocamento do animal nas cercas;

- Realizar uma revisão bibliográfica para compreender o estado da arte das colisões veiculares em Unidades de Conservação do Brasil.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo e histórico da área

O Parque Estadual Morro do Diabo está localizado entre as coordenadas geográficas 22° 27' a 22° 40' de Latitude S e 52° 10' a 52° 22' de Longitude W, no município de Teodoro Sampaio, no oeste do Estado de São Paulo. Com extensão territorial de 33.845,33 ha, está inserido na região do Pontal do Paranapanema e abriga um dos últimos remanescentes de Mata Atlântica do interior (Faria e Pires, 2006). O PEMD possui o maior remanescente de Floresta Tropical Estacional Semidecidual do Estado, uma das formações florestais mais ameaçadas do país (Faria e Pires, 2006), sendo a maior área protegida desta vegetação no *hotspot* de Mata Atlântica brasileira (Faria et al., 2022). A área de estudo está submetida ao clima Cwa, segundo classificação do sistema de Köppen (Faria e Pires, 2006), isto é, clima subtropical de inverno seco, com verão quente e úmido e temperatura média anual de 21°C.

A Reserva Estadual do Morro do Diabo, criada em 1941 (Decreto nº 12.279 de 29 de outubro de 1941) foi elevada à categoria de Parque Estadual em 1986 (Decreto nº 25.342, de 4 de junho de 1986; São Paulo, 1986), com fins de garantir a proteção integral à biodiversidade e seu uso científico, cultural, educacional e recreativo (Brasil, 2000). De acordo com a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), se enquadra na categoria II dos tipos de áreas protegidas, pois combina proteção ecossistêmica com o uso cultural, educacional, científico e recreacional (IUCN, 2017). Encontra-se sob gestão da Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo (FF) (São Paulo, 2006), órgão vinculado à Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística, criado em 1986 para atuar no manejo, conservação e ampliação das florestas e Unidades de Conservação estaduais.

O PEMD possui importante papel para conservação da biodiversidade faunística, abrigando ao menos 59 espécies de mamíferos, 285 de aves, 51 de répteis e 15 de anfíbios (Faria e Pires, 2006). A mastofauna, por exemplo, é representada por quatro espécies endêmicas e sete que fazem parte da Lista Oficial Brasileira da Fauna Ameaçada de Extinção (MMA, 2022). Alguns exemplos são o mico-leão-preto

(*Leontopithecus chrysopygus*) - uma das espécies de primatas mais ameaçadas do mundo -, a anta (*Tapirus terrestris*), a onça-pintada (*Panthera onca*), o bugio (*Alouatta guariba*) e o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) - espécies consideradas ameaçadas de extinção a nível global (IUCN, 2025) e nacional (MMA, 2022).

O Parque é fragmentado pela Rodovia Estadual Arlindo Bértio (SP-613) no sentido leste-oeste, que se estende por 14 quilômetros dentro do parque. A rodovia SP-613 é uma pista única com dois sentidos de tráfego e extensão de 93,65 km, que permite acesso aos estados do Paraná e Mato Grosso do Sul, servindo como importante via que conecta as cidades de Teodoro Sampaio, Euclides da Cunha, Rosana e municípios vizinhos (Faria et al., 2022). O Departamento de Estradas de Rodagem (DER), divisão DER-12, vinculado à Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística (Semil) do Estado de São Paulo, é a entidade responsável pela administração da via.

Segundo dados de 2008 do DER-SP, a intensidade de tráfego da SP-613 é inferior a 5.500 veículos/dia, mas o trecho é frequentemente utilizado por veículos pesados, como caminhões de cargas (DER, 2008), o que o torna uma ameaça para a fauna que tenta transitar entre os fragmentos de vegetação. Na década de 1970, quando da construção da rodovia, foram instaladas oito passagens de fauna subterrâneas no trecho do PEMD, sugeridas pelo gestor do parque, sendo uma das iniciativas de medidas de mitigação em rodovias pioneiras no país (Garrido, 1975). Porém, o Plano de Manejo do PEMD, publicado em 2006, descreve a manutenção dessas estruturas como precária, com várias delas apresentando acúmulo de sedimentos que dificultam o uso pela fauna (Faria et al., 2006). O documento também informa que, até a época, não haviam sido feitos levantamentos sistemáticos das espécies que utilizam as passagens, e que a existência delas aparentemente não evitava que as espécies tentassem atravessar a pista, já que as colisões veiculares no local continuavam sendo registradas (Faria et al., 2006).

Logo, diante da mortalidade de fauna silvestre já documentada na SP-613 (Faria e Pires, 2006; 2012; 2022), tema que gerou manifestações populares desde 2001 e ação judicial pelo Ministério Público em 2011 (Faria e Pires, 2006), outras medidas têm sido adotadas para reduzir estes impactos no trecho viário que transpõe o PEMD. Mais recentemente, em 2014 e 2017, o trecho do Parque também contou

com a instalação de radares de velocidade, além da inserção placas sinalizadoras de fauna, e a determinação de velocidade máxima permitida de 70 km/h (Faria et al., 2022), enquanto no restante da rodovia fora da área central da cidade, a velocidade máxima é de 100 km/h. Além disso, em 2019, foram construídas cercas de 100m de extensão nas passagens de fauna.

A área de estudo deste estudo consiste em 37 km dos 93,65 km da Rodovia SP-613, tendo sido dividida para fins de estudo em três trechos: A (limite leste fora do PEMD, com extensão de 9 km, estendendo-se até o início da rodovia), B (os 14 km dentro do PEMD) e C (14 km de rodovia no limite oeste, fora do PEMD). Dentro do trecho B, foram amostradas seis PIFs e suas cercas correspondentes (Figura 1), as quais foram selecionadas em decorrência de seu tamanho permitir o fluxo de animais maiores, o que poderia aumentar o número de registros de fauna, principalmente considerando as espécies ameaçadas de extinção.



Figura 1: Localização das 6 PIFs da área de estudo e trechos de rodovia monitorados na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

As medidas de mitigação encontradas no trecho B são: 16 placas de sinalização (Figura 2A), nove PIFs e cercas associadas, oito ondulações transversais

de linhas de estímulo à redução de velocidade (Figura 2B), quatro lombadas e dois radares de velocidade (Figura 3). Este trecho possui velocidade máxima permitida de 70 km/h.



Figura 2: A) Placa de sinalização. B) Ondulação transversal e linhas de estímulo à redução de velocidade na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

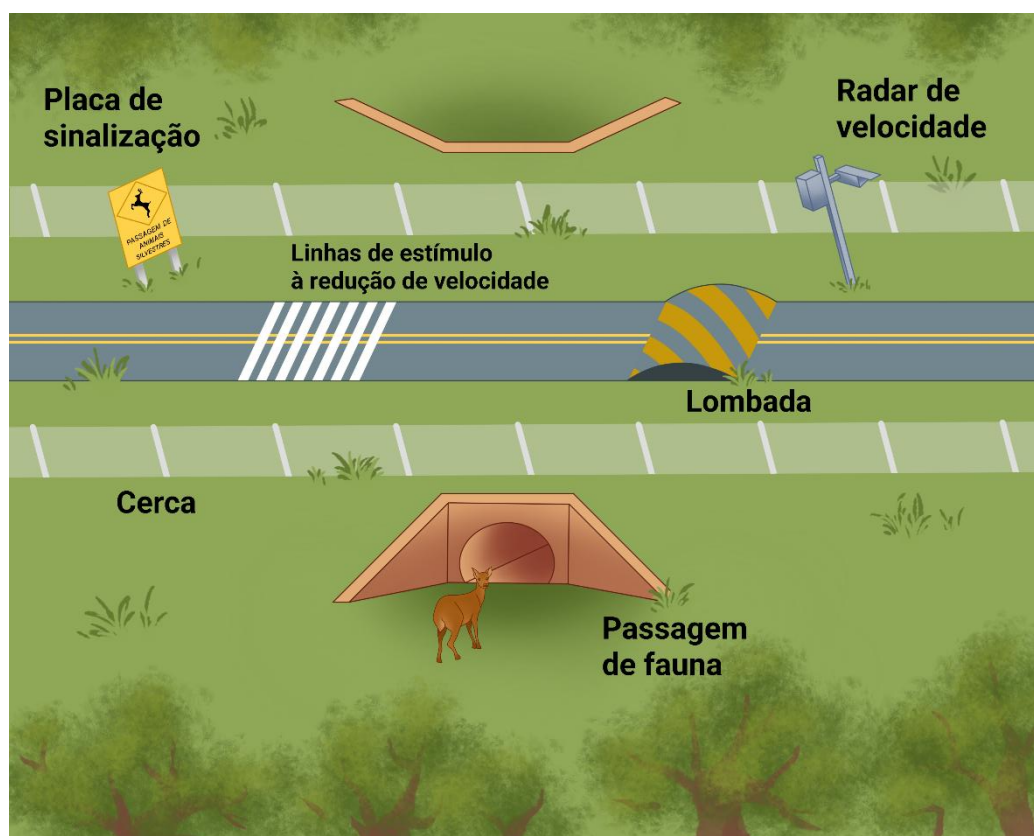


Figura 3. Esquema das medidas de mitigação localizadas na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP. Créditos: Isabella de Freitas Bento.

No trecho C, cuja velocidade máxima permitida é de 100 km/h, são encontradas três passagens de fauna não cercadas, sete placas e uma lombada, enquanto o trecho A, com velocidade máxima que varia entre 40 km/h no centro da cidade e 100 km/h na extremidade oeste, apresenta nove lombadas e três semáforos na área de rodovia que atravessa o centro da cidade e duas estruturas do tipo bueiro que poderiam ser utilizadas para passagens de fauna no trecho da rodovia que apresenta propriedades agrícolas. O trecho C também conta com a Estação Ecológica Mico Leão Preto no final de sua porção oeste.

As cercas encontradas no trecho do PEMD variam entre 20 e 120 m de extensão para cada lado de cada passagem, totalizando de 40 a 240m de área de direcionamento de fauna, com cerca de 1,5 m de altura cada. As extremidades destas estruturas são retas, sem nenhum dispositivo de direcionamento da fauna para dentro das passagens, não trazendo obstáculos para que os animais se direcionem à rodovia, permitindo que adentrem a área de domínio da rodovia sem qualquer obstáculo. O total da extensão das cercas curtas no trecho B é de 2,83 km, o que corresponde a 20,21% dos 14 km de extensão total do trecho, restando 11,17 km de acesso direto à rodovia. Além disso, os trechos das cercas são emendados através de portões ou com presos com arames, ambas as formas não permitindo o fechamento total entre as cercas, deixando frestas que permitem a passagem de animais de pequeno e médio porte, inviabilizando o propósito das cercas de impedir que a fauna que está dentro das áreas de PIFs tenha acesso à rodovia.

As PIFs estudadas possuem estrutura que favorece o uso principal por mamíferos terrestres, apesar de não serem impeditivas ao uso de outras classes de animais, apenas não necessariamente adequadas a outras formas de deslocamento, como espécies voadoras e arborícolas.

Mais recentemente, em 2023, o DER-12 anunciou como medidas adicionais o investimento de R\$ 10,9 milhões para a implementação de cercamentos contínuos em ambos os lados da pista no trecho que corta o PEMD, para evitar que a fauna cruze, na intenção de que atravessem nas PIFs locais. A obra também prevê a instalação de *jumpouts*, áreas de escape que funcionam como rampa para que animais que

estiverem na parte interna da pista possam retornar para a área protegida (G1 Notícias, 2023).

Em relação ao histórico da área, a primeira publicação documentando colisões com a fauna na área de estudo foi publicada a partir de pesquisa realizada em 1994, quando Valladares-Padua et al. (1995) registraram 24 vertebrados mortos em um trecho rodoviário que atravessa o Parque, durante um período de 89 dias. Essa observação resultou em uma média de um atropelamento a cada quatro dias. Entre as vítimas identificadas, encontravam-se marsupiais, ungulados, roedores, felinos e primatas, incluindo macaco-prego (*Sapajus nigritus*), e os ameaçados de extinção bugio (*Alouatta guariba*) e mico-leão-preto (*Leontopithecus chrysopygus*).

Em um segundo estudo, publicado após um período de monitoramento de 10 anos, compreendido entre 1989 e 1999, Faria e Moreni (2000) contabilizaram 25 espécies em 182 atropelamentos de fauna, dos quais 16% envolveram espécies ameaçadas de extinção. Os autores ressaltaram que a coleta de dados não foi realizada de forma sistemática devido à limitação de recursos. No entanto, estimaram que o número total de animais mortos poderia atingir 993 indivíduos em 10 anos, o que corresponde a uma média de 100 atropelamentos por ano (Faria e Pires, 2012). Dados compilados entre 2002 e 2010 registraram 46 colisões com fauna, envolvendo 15 espécies, entre elas 13 antas (*Tapirus terrestris*) e três onças-pintadas (*Panthera onca*) (Faria et al., 2022). Posteriormente, durante 139 dias de monitoramento entre 2016 e 2017, foram registrados 29 indivíduos de 16 espécies, incluindo seis antas, duas das quais estavam lactantes (Faria et al., 2022). Com base nesses dados, os autores estimaram uma mortalidade anual de 52 indivíduos, embora reconheçam as limitações relacionadas ao esforço amostral das campanhas realizadas.

2.2 Revisão bibliográfica

Buscando entender como os atropelamentos de fauna têm sido estudados em rodovias que atravessam unidades de conservação no Brasil, foi realizada uma revisão bibliográfica em 30 de abril de 2025. Para isso, no repositório Web Of Science foram buscadas as combinações de palavras: ("roadkill" OR "wildlife mortality") AND ("road" OR "highway") AND ("protected area" OR "conservation unit") AND Brazil; ("animal-vehicle collision" OR "wildlife-vehicle collision") AND ("road" OR "highway") AND ("protected area") AND Brazil; (animal-vehicle collision OR wildlife-vehicle

collision) AND (road OR highway) AND (protected area) AND Brazil; ("roadkill" OR "road-kill" OR "road kill") AND ("protected area") AND ("Brazil"); ("roadkill" AND "conservation unit" AND "Brazil". Enquanto no Google Scholar foi feita a busca pelos termos: ("fauna atropelada" OR "mortalidade de fauna") AND ("rodovia" OR "estrada") AND ("unidade de conservação" OR "área protegida") AND Brasil; ("atropelamento de fauna" OR "atropelamento de animais") AND ("estrada" OR "rodovia") AND ("unidade de conservação") AND Brasil; ("fauna atropelada" OR "mortalidade de vertebrados") AND ("estrada" OR "rodovia") AND ("área protegida") AND Brasil; ("atropelamento de fauna" OR "atropelamento de animais") AND ("estrada" OR "rodovia") AND ("parque estadual") AND Brasil.

Foram mantidos apenas os resultados que consistiam em artigos de estudos realizados em UCs, e excluídos os que consistiam em revisões teóricas, estudos em rodovias fora de UCs, teses, apresentações de trabalhos, levantamentos de fauna e guias técnicos.

Os estudos foram analisados quanto ao local do estudo, esforço amostral de campo, número de eventos de colisão com fauna, número de espécies ameaçadas e não ameaçadas registradas e existência de medidas de mitigação. Quando não apresentada, foi calculada a taxa de atropelamento de fauna em número de animais/km/ano.

2.3 Monitoramento de PIFs e cercas associadas

A coleta de dados do uso das PIFs ocorreu durante todos os dias do mês entre 5 de junho e 4 de setembro. No dia 5 de junho, na entrada de cada uma das seis passagens, foi instalada uma armadilha fotográfica do modelo *Stealth Cam* (sensor infravermelho e resolução máxima de 16 MP), presa em uma estaca de madeira de 1 metro, que foi fincada no chão (Figura 4A), totalizando seis armadilhas fotográficas. Para registrar os animais que se aproximassem ou atravessassem as passagens, as armadilhas fotográficas foram programadas para registros em vídeos de 20 segundos de duração, intervalados em 5 segundos de disparo. Elas permaneceram em funcionamento 24 horas por dia, por um período aproximado de 30 dias por campanha, após o qual era feita a troca dos cartões SD e pilhas. O esforço amostral total foi de 2.160 horas.

No momento de instalação das câmeras, foram retiradas vegetações imediatamente à frente do campo de visão do aparelho, para evitar disparos indesejados. Também foram registradas informações sobre as condições das estruturas, como formato, material e altura (Tabela 1). Em caso de chuvas, para que fosse possível a observação do nível de água das passagens, foi feita marcação com tinta *spray* vermelha a 50 cm e a 75 cm do chão (Figura 4B).

Tabela 1: Formato, material e altura das passagens de fauna monitoradas e número de patrimônio das câmeras utilizadas na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

PIF	Formato	Material	Altura (m)
1	Retangular	Concreto	1,80
2	Circular	Concreto	1,80
3	Circular	Metal corrugado	1,80
4	Retangular	Concreto	1,80
5	Retangular	Concreto	1,80
6	Retangular	Concreto	1,80



Figura 4: A) Instalação das câmeras com estaca de madeira na PIF. B) Marcação com tinta *spray* para observação do nível de água das PIFs na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

A contabilização dos dados considerou registros de eventos e travessias de indivíduos. Os eventos correspondem à presença de um ou mais indivíduos juntos na passagem, o que configura-se como um evento único. As travessias representam o número de indivíduos que atravessaram ou não a passagem, de forma que, no caso

de animais gregários ou que andam aos pares, foram considerados cada um dos indivíduos do grupo registrado no mesmo vídeo como o total de travessias (Abra, 2012; Abra et al., 2020). Para vídeos consecutivos da mesma espécie, os registros foram tidos como eventos únicos a partir de intervalos de trinta minutos.

As PIFs amostradas foram comparadas quanto ao seu índice de uso e à diversidade de espécies detectadas pelos registros nas armadilhas fotográficas, buscando avaliar sua eficácia de uso pela fauna silvestre. De acordo com o comportamento dos animais, os registros foram classificados em travessias completas, incompletas e desconhecidas, sendo consideradas:

a) Travessias completas: o animal foi registrado pela armadilha fotográfica e não retornou, tendo realizado o deslocamento total dentro da PIF;

b) Travessias incompletas: o animal chega próximo à PIF, mas retorna por onde entrou;

c) Travessias desconhecidas: o registro não é conclusivo sobre a travessia, não sendo possível afirmar se houve travessia completa ou não, como nos casos em que o registro fotográfico se inicia já com o animal no final da passagem ou que se encerra com o animal ainda dentro da estrutura.

Para cada PIF foi calculado seu índice de uso, através da fórmula:

$$IU = n^{\circ} \text{ travessias} / n^{\circ} \text{ dias monitorados}$$

Para o monitoramento das cercas associadas a cada uma das PIFs, os quais possuem cerca de 100m de extensão para cada um dos lados, foi instalada uma armadilha fotográfica do modelo *Stealth Cam* ou *Reconyx* (sensor infravermelho e resolução de 16 MP) no final de cada cerca, totalizando 12 armadilhas fotográficas, prendendo cada câmera com estrutura de fixação em aço para prevenir furtos (Figura 5), e configurando-as para registros em foto, capturando 10 registros, intervalados em cinco segundos de disparo, a fim de registrar a interação do animal com os finais de cercas, ou seja, se os animais entram para dentro da passagem ou se a cerca não está funcionando como direcionadora. Os registros capturados pelas armadilhas fotográficas foram triados e os dados foram tabulados por meio do programa Excel, registrando informações referentes à data, horário, presença de água na PIF, espécies

registradas, quantidade de indivíduos, comportamento, interação comportamental com as cercas e travessia.

Foram colocadas duas armadilhas fotográficas nas cercas de cada PIF monitorada, uma de cada um dos lados do final das cercas de cada um dos lados da via, totalizando 12 armadilhas fotográficas (Tabela 2).



Figura 5: Instalação de armadilhas fotográficas nos finais de cercas na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

Tabela 2: Localização das PIFs e dos finais de cercas associadas às passagens de fauna monitoradas na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

Identificação	Coordenadas geográficas (latitude, longitude)
PIF 1	-22.53834, -52.26419
PIF 2	-22.53431, -52.27423
PIF 3	-22.52617, -52.29567
PIF 4	-22.52513, -52.29915
PIF 5	-22.52293, -52.30748
PIF 6	-22.51890, -52.32002
Cerca 1 (PIF 1)	-22.53867, -52.26325
Cerca 2 (PIF 1)	-22.53830, -52.26545

Cerca 3 (PIF 2)	-22.53500, -52.27317
Cerca 4 (PIF 2)	-22.53374, -52.29567
Cerca 5 (PIF 3)	-22.52641, -52.29459
Cerca 6 (PIF 3)	-22.52606, -52.29709
Cerca 7 (PIF 4)	-22.52559, -52.29814
Cerca 8 (PIF 4)	-22.52500, -52.30071
Cerca 9 (PIF 5)	-22.52297, -52.30627
Cerca 10 (PIF 5)	-22.52239, -52.30943
Cerca 11 (PIF 6)	-22.51890, -52.31993
Cerca 12 (PIF 6)	-22.51946, -52.31924

Para o monitoramento das cercas associadas, as fotos capturadas também foram triadas e as informações de data, horário, espécies, quantidade de indivíduos e interação comportamental com as cercas foram tabuladas no Excel. De acordo com o comportamento dos animais, os registros foram classificados em:

- a) Saindo para a rodovia: animal se movimentando da cerca em direção à rodovia;
- b) Entrando em direção à PIF: animal se movimentando a partir da cerca em direção à PIF;
- c) Entrando em direção à mata: animal se movimentando a partir da cerca em direção à área de mata;
- d) Desconhecido: quando a sequência de imagens se encerra sem permitir identificar para onde o animal foi.

A média do número de espécies por PIF e por cerca foi obtida dividindo-se o total de espécies pelo número de estruturas, com o cálculo realizado separadamente para PIFs e cercas, acrescido do desvio padrão das amostras.

Em relação ao período diário, foram considerados como diurnos os registros realizados entre 6:00h e 17:59h e noturnos os obtidos entre 18:00h e 5:59h, conforme determinação do Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT, 2021).

A ordem taxonômica e a nomenclatura das espécies registradas seguiram as listas atualizadas específicas para cada grupo: mastofauna (Abreu et al., 2024), herpetofauna (Costa et al., 2018) e avifauna (Pacheco et al., 2021). Para determinação das espécies ameaçadas de extinção, o status de conservação foi definido de acordo com as fontes de dados: em nível estadual, o Decreto Estadual do Estado de São Paulo, nº 63.853, de 27 de novembro de 2018; em nível nacional, a Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção, por meio da Portaria MMA N° 148 (MMA, 2022); e, em nível global, a Lista Vermelha da Fauna Ameaçada de Extinção da União Internacional pela Conservação da Natureza (IUCN, 2025).

2.4 Monitoramento de fauna atropelada

O monitoramento de fauna atropelada foi realizado durante cinco meses, entre maio e setembro de 2024, considerando cinco campanhas de campo com duração de cinco dias cada. A cada campanha de monitoramento foram percorridos os 37 km da área de estudo ao longo da rodovia, com método de acordo com as orientações da Instrução Normativa nº 13 do IBAMA (2013). Para o monitoramento por veículo automotor, as amostragens foram feitas com velocidade entre 40 e 60 km/h, desde que não houvesse risco aos usuários da rodovia e respeitando os limites mínimos de velocidade dos trechos. A equipe consistiu em um observador e um auxiliar de campo como motorista. Os trechos foram percorridos primeiramente no sentido de Teodoro Sampaio à cidade de Rosana, considerando os registros sistemáticos, e depois retornando pelo sentido oposto, de forma oportunística.

Ainda com base nas normativas previstas, para uma estimativa mais precisa das taxas de atropelamento de fauna, foram feitas amostragens a pé para cálculo de fator de correção a partir da comparação entre as taxas obtidas com as amostragens de carro e a pé, calibrando as análises. Para o monitoramento a pé, a velocidade média do observador foi de 3 km/h, percorrendo 1 km por trecho (A, B, C) nos acostamentos em cada dia de amostragem, com o motorista mantendo-se atrás com o veículo, a cerca de 300m de distância, no acostamento. Os trechos foram selecionados aleatoriamente, de forma a garantir que a quantidade de trechos apresente suficiência amostral para confiabilidade estatística aos dados obtidos (IBAMA, 2013).

Os monitoramentos tiveram início por volta de 5:00 h, buscando maximizar a quantidade de registros, já que o número de remoção de carcaças é maior nas primeiras horas do dia (Schwartz et al., 2018), e encerrando após cerca de 3:00 h de duração. O percurso dos monitoramentos foi marcado com o aplicativo de GPS Gaia, onde também foram registradas as coordenadas de avistamento e atropelamento de fauna encontradas ao longo dos trechos. Durante o monitoramento, o deslocamento foi pausado sempre que havia visualização de algum vertebrado atropelado, para registro das informações associadas: data, hora, nome popular e científico da espécie, coordenadas geográficas e registro fotográfico com escala para posterior confirmação da identificação, conforme sugerido por Abra et al. (2019).

As carcaças encontradas na faixa de domínio eram sempre fotografadas posicionando-as no acostamento, para garantir a segurança da equipe e dos usuários da rodovia. Após registro, as carcaças eram removidas do acostamento e retiradas da rodovia para a vegetação imediatamente próxima, para evitar recontagens, sempre com o uso de máscaras e luvas para proteção. Também foram georreferenciados e anotados os registros de avistamentos de animais no trecho de estudo. A metodologia relacionada à identificação das espécies seguiu o padrão utilizado no monitoramento das PIFs e cercas.

Os registros foram plotados no *software* de georreferenciamento QGIS 3.32.3 para mapeamento das ocorrências, permitindo visualização espacial da proximidade dos eventos com as PIFs existentes no trecho. Os dados de avistamentos de fauna foram tabulados para composição da lista de espécies da área amostrada.

Para obter o fator de correção (FC) entre o monitoramento veicular e a pé, assume-se que a eficiência do observador a pé é de encontrar 100% das carcaças, tendo sido utilizada a fórmula descrita por Teixeira et al. (2013):

$$FC = \bar{\chi}IA \text{ (a pé)} / \bar{\chi}IA \text{ (veicular)}$$

Onde $\bar{\chi}IA$ (a pé): Índice de atropelamento médio obtido pelo método a pé, $\bar{\chi}IA$ (veicular): Índice de atropelamento médio obtido pelo método a veicular

Para o cálculo das taxas de atropelamento foi utilizada a fórmula sugerida por Rosa et al., (2012) para a taxa de atropelamento diária (TAd):

$$TAd = N / km / dia$$

Onde N: número de atropelamentos registrados, km: quilometragem amostrada, dia: dias de amostragem.

Para entender se os eventos de colisões veiculares apresentam distribuição espacial aleatória ou não foi utilizado o *software* KDE+ (Bíl et al., 2016). O programa identifica as zonas críticas de atropelamento a partir de uma estimativa de densidade de Kernel para encontrar agregações significativas de ocorrências, as quais são hierarquizadas (*Strength*) em classes de criticidade usando o método de Jenks, nas categorias muito alta, alta, média, baixa e muito baixa. O parâmetro *Strength* possui relação com o número de eventos dentro de cada agregação e o comprimento do segmento analisado, levando em consideração o número total de eventos no segmento fora da agregação analisada e o tamanho da agregação (Favilli et al., 2018). As análises foram realizadas com precisão de dados de GPS, largura de banda igual a 150 e 800 simulações de Monte Carlo (padrão da plataforma) e intervalo de confiança de 95% ($p > 0,05$).

A localização dos *hotspots* encontrados foi georreferenciada e plotada no QGIS 3.32.3 e, utilizando a ferramenta “linha”, foram calculadas as distâncias dos *hotspots* em relação às PIFs em um raio de até 1,5 km para entender a disposição espacial dos pontos críticos de atropelamento em relação as PIFs instaladas. Foram também criados *buffers* com raios de 1 km e 1,5 km ao redor das PIFs, com a finalidade de avaliar a proximidade dos *hotspots* e das colisões em relação a essas estruturas, com base nos dados primários e secundários. Adicionalmente, foram gerados *buffers* de 100 metros ao redor das medidas de mitigação complementares (lombadas, ondulações transversais, placas e radares), considerando sua área de influência para análise da ocorrência de colisões nas proximidades.

Para avaliar se existe diferença estatisticamente significativa nas taxas de atropelamentos entre os três trechos de rodovia (A, B e C), inicialmente foi calculada a taxa de atropelamentos por quilômetro para cada trecho, para a comparação normalizada entre segmentos de diferentes extensões. Para garantir a precisão na estimativa das taxas de atropelamento, os intervalos de confiança foram estabelecidos em 95% e calculados por meio do método exato de Poisson, abordagem estatística

que oferece maior rigor, especialmente em situações com um número limitado de eventos observados.

Em seguida, foi conduzida uma análise quantitativa baseada em modelos de regressão de *Poisson*, apropriados para dados de contagem e exposição variável. Os dados de contagem consistem no número de atropelamentos registrados em cada trecho e a exposição variável relaciona-se com a extensão em quilômetros de cada um, que variam entre as unidades analisadas. Para isso, foi utilizado um termo de *offset* no modelo, correspondente ao logaritmo da extensão de cada trecho, de modo a estimar a taxa de atropelamentos por quilômetro e não apenas o número absoluto de eventos. O teste de razão de verossimilhança (*Likelihood Ratio Test*) foi utilizado para avaliar a hipótese nula de que as taxas são iguais entre os trechos, comparando o ajuste de um modelo nulo (H_0) (taxa única para todos os trechos) com o de um modelo completo (H_1) (taxas distintas por trecho). No caso de observadas diferenças estatisticamente significativa ou tendência à diferença, foram realizadas comparações múltiplas entre pares de trechos, ajustadas pelo método de Bonferroni, a fim de controlar o erro do tipo I decorrente de múltiplos testes, deixando os critérios mais rigorosos para evitar falsos positivos. Para cada comparação, foram calculadas as razões de taxas e seus respectivos p-valores ajustados.

Para analisar a suficiência dos dados da pesquisa em quantidade de espécies registradas, as análises foram conduzidas a partir de quatro bases de dados independentes: registros de animais atropelados, registros de avistamentos visuais e registros obtidos no conjunto PIFs e cercas, além do somatório dessas fontes. O arquivo foi importado no *software* R 4.3 (R Core Team, 2024) e cada linha da tabela foi tratada como uma comunidade distinta, isto é, um vetor de abundâncias por espécie. Para estimar a riqueza, aplicou-se o pacote *iNEXT* (versão $\geq 2.0-20$), definindo-se *datatype* = "*abundance*" e $q = 0$. O cálculo produziu curvas de rarefação e extrapolação até 1.500 indivíduos, considerando que o maior esforço amostral foi a somatória de 1.007 registros. O *iNEXT* emprega reamostragem *bootstrap* com réplicas para cada ponto da curva, fornecendo a estimativa central da riqueza (qD) e os limites inferior e superior a um intervalo de confiança de 95%. As quatro curvas foram plotadas no mesmo painel com a função *ggiNEXT* e *ggplot2*.

Por fim, com o objetivo de avaliar a sobreposição de espécies registradas entre os diferentes tipos de monitoramento, foi elaborado um diagrama de *Venn*, incluindo os dados secundários. A análise buscou identificar quais espécies utilizam as PIFs e cercas, quais não as utilizam e quais são vitimadas por colisões, utilizando ou não essas estruturas.

2.5 Obtenção de dados secundários

Para complementação dos dados obtidos nesta pesquisa, foram levantados dados secundários coletados anteriormente pelo DER-12 (Divisão Regional Presidente Prudente) de forma oportunística entre 2019 e 2023 e por estudo sistemático entre agosto de 2022 e fevereiro de 2023 (Coordenadoria de Meio Ambiente do DER/SP, 2023) (Tabela 3).

Tabela 3: Descrição dos conjuntos de dados utilizados para as análises na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

Origem dos dados	Tipo de monitoramento	Número de campanhas	Período	Número de colisões registradas
Dados primários	Sistemático	5	Maio a setembro de 2024	50
Coordenadoria de Meio Ambiente DER/SP	Sistemático	7	Agosto de 2022 a fevereiro de 2023	85
DER-12	Oportunístico	Não se aplica	Julho de 2019 a dezembro de 2023	77
Total				212

O primeiro conjunto de dados secundários foi obtido através da solicitação dos dados públicos na plataforma e-ambientes da SEMIL (Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística, 2023), referentes ao processo CETESB.017017/2020-84, a partir dos quais foram selecionados apenas os atropelamentos registrados nos trechos da rodovia SP-613 correspondentes à área desta pesquisa.

O segundo conjunto de dados foi obtido após solicitação para a Coordenadoria de Meio Ambiente do Departamento de Estradas de Rodagem (DER), referentes ao estudo do processo de solicitação de Licença de Operação (LO) da Rodovia SP-613, já que a implantação da Rodovia se deu em data anterior a Resolução CONAMA nº 237/97, que estabelece os procedimentos e critérios utilizados no licenciamento ambiental. Logo, para a obtenção da LO, foi feito diagnóstico ambiental das áreas de influência, identificando impactos gerados pela implantação e operação da rodovia e propondo medidas corretivas, mitigadoras ou preventivas.

Os dados secundários, obtidos de forma complementar à pesquisa, foram compilados no *Excel* para analisar o número de ocorrências, as espécies envolvidas e seu grau de ameaça de extinção, e a georreferenciação das colisões para determinação de *hotspots* de atropelamentos. As coordenadas geográficas dos eventos foram plotadas no QGIS 3.32.3. Estes resultados foram utilizados como informações complementares aos dados primários para fornecer um panorama geral do histórico de atropelamentos na área de estudo. Os dados primários, obtidos por esta pesquisa, foram analisados tanto separadamente quanto combinados aos dados secundários, buscando maior robustez no número de registros. Com isso, foram analisados o número de ocorrências, as espécies envolvidas, seus graus de ameaça e sua geolocalização.

3. RESULTADOS

3.1 Revisão bibliográfica

A busca em inglês na plataforma *Web of Science* retornou 33 resultados de artigos científicos, enquanto a busca em português no *Google Scholar* retornou 721 resultados. Após a filtragem dos estudos, foram mantidas apenas as pesquisas que atendiam aos critérios da busca e excluídos os resultados duplicados encontrados nas diferentes combinações de termos de busca. No total, foram selecionados 30 estudos, sendo 17 resultantes da busca no *Web Of Science* e 13 da busca no *Google Scholar* (Tabela 4).

Tabela 4: Artigos, ano, região, estado e UC estudados.

Autor, ano	Título	Região	Estado	UC
Costa e Gomides, 2024	Disentangling drivers of vertebrate roadkill in a	Norte	PA	FLONA Saracá- Taquera

	protected area in the Amazon rainforest			
Saranholi et al., 2015	Roadkill hotspots in a protected area of Cerrado in Brazil: planning actions to conservation	Sudeste	SP	ESEC de Itirapina
Santos et al., 2023	Mammalian Roadkill in a Semi-Arid Region of Brazil: Species, Landscape Patterns, Seasonality, and Hotspots	Nordeste	RN	ESEC Seridó
Bager e Fontoura, 2013	Evaluation of the effectiveness of a wildlife roadkill mitigation system in wetland habitat	Sul	RS	ESEC Taim
Tassi et al., 2023	Wildlife Roadkill Driven by Hydrological Regime in a Subtropical Wetland	Sul	RS	ESEC Taim
Fraga et al., 2022	Differences in Wildlife Roadkill Related to Landscape Fragmentation in Central Brazil	Centro oeste	GO	APA Pouso Alto
Miranda et al., 2025	Phew! Roadkill hotspots are not related to protected areas	Nordeste	BA	PARNA Chapada da Diamantina
Gomes et al., 2023	March or Die: road-killed herpetofauna along BR-040 highway, an ancient road on the Atlantic Forest from Southeastern Brazil	Sudeste	MG	PARNA da Serra do Mar
Ramalho et al., 2021	Factors influencing bat road casualties in a Neotropical savanna	Centro oeste	DF	PARNA de Brasília
Bomfim et al., 2024	Wildlife Roadkill Hotspots on Roads Crossing Conservation Units (UC) in the State of Sergipe, Brazil	Nordeste	SE	PARNA Serra de Itabaiana
Santos Neta et al., 2023	Identificação de áreas críticas de atropelamento de fauna na região do parque nacional da Serra da Capivara, Piauí	Nordeste	PI	PARNA da Serra da Capivara
Zank et al., 2019	Avaliação da mortalidade por atropelamento e	Sul	RS	REBIO Mata Paludosa

	proposição de medidas mitigadoras para anfíbios em um hotspot de biodiversidade no Rio Grande do Sul			
Andrade et al., 2011	Proposta de manejo das rodovias da REBIO Saltinho para mitigação do impacto sobre a anurofauna de solo	Sudeste	SP	REBIO Saltinho
Cortez et al., 2024	Fatores da paisagem potencializadores dos atropelamentos de fauna silvestre em um trecho da rodovia GO-080, Goiás - Brasil	Centro oeste	GO	PE do João Leite
Batista et al., 2022	Vertebrados Atropelados na BR-163, Entorno da Floresta Nacional do Tapajós, Pará: Influência dos Padrões Espaciais e Climáticos	Norte	PA	FLONA do Tapajós
Valadão et al., 2018	Atropelamentos de vertebrados silvestres em quatro rodovias no Cerrado, Mato Grosso, Brasil	Centro oeste	MT	ESEC Serra das Araras
Figueiredo et al., 2013	Variação da taxa de atropelamento de animais entre rodovias com diferentes tipos de pavimentação e número de pistas	Centro oeste	DF	REBIO do IBGE
Campos e Silva, 2023	Análise da Fauna Silvestre Atropelada e da Efetividade das Estruturas de Proteção da Fauna na BR-487 ao Lado da Reserva Biológica das Perobas, no Sul do Brasil	Sul	PR	REBIO das Perobas
Faria e Pires, 2012	Rodovia em Unidade de Conservação: o caso do Parque Estadual do Morro do Diabo, São Paulo, Brasil	Sudeste	SP	PE Morro do Diabo
Ferreira e Silva-Soares, 2012	Road Mortality of Snakes at the Parque Estadual da	Sudeste	ES	PE da Fonte Grande

	Fonte Grande, an Urban Forest of Southeastern Brazil			
Ferreira et al., 2014	Variação espacial de atropelamentos de mamíferos em área de restinga no estado do Espírito Santo, Brasil	Sudeste	ES	PARNA Municipal de Jacarenema
Rocha et al., 2023	Hotspots and hotmoments of wildlife roadkills along a main highway in a high biodiversity area in Brazilian Amazonia	Nordeste	PA	FLONA do Tapajós
Braz e França, 2016	Wild vertebrate roadkill in the Chapada dos Veadeiros National Park, Central Brazil	Centro oeste	GO	PARNA da Chapada dos Veadeiros
Faria et al., 2022	Monitoring of highway impact on fauna as a component of management of a protected area in the Brazilian Atlantic Forest	Sudeste	SP	PE Morro do Diabo
Alves et al., 2021	Overview of roadkills in the Serra da Macaca Park Road (SP-139), state of São Paulo, Brazil	Sudeste	SP	PE Carlos Botelho
Cavallet et al., 2023	Vertebrates' roadkill in the southern region of the Atlantic Forest, Paraná coast – Brazil	Sul	PR	PE do Palmito e ESEC Guaraçu
Carvalho-Roel et al., 2021	Wildlife roadkill in the surroundings of Emas National Park, Cerrado Biome, Brazil	Centro oeste	GO	PARNA das Emas
Silveira et al., 2018	Carcasses removal and review of records of wildlife road-kill in a protected area in southern Brazil	Sul	RS	ESEC Taim
Hartmann et al., 2011	Snake Road Mortality in a Protected Area in the Atlantic Forest of Southeastern Brazil	Sudeste	SP	PE da Serra do Mar
Alvarenga et al., 2024	Influence of landscape and seasonality on	Sudeste	ES	PE Pedra Azul

	roadkill of wild vertebrates in the surroundings of a protected area of the high-altitude Atlantic Forest			
--	---	--	--	--

Foram encontrados artigos publicados entre os anos de 2011 e 2025, com predominância dos anos de 2023 (n = 7; 23,33%) e 2024 (n = 4; 13,33%). Os estudos analisados foram conduzidos em todas as regiões do país, com maioria no sudeste (n = 10; 33,33%) e centro-oeste (n = 7; 23,33%) e minoria na região norte (n = 2; 6,67%). Abrangeram-se 12 Estados do país, predominantemente São Paulo (n = 6; 20%), Goiás (n = 4; 13,33%) e Rio Grande do Sul (n = 4; 13,33%). Levando em consideração que alguns estudos envolveram mais de uma UC, foram encontrados resultados para 35 UCs distintas, abrangendo 25,71% (N = 9) Parques Estaduais, 25,71% (n = 9) Parques Nacionais, 20% (n = 7) Estações Ecológicas, 11,43% (n = 4) Reservas Biológicas, 8,57% (n = 3) Áreas de Proteção Ambiental, 5,71% (n = 2) Florestas Nacionais e 2,86% (n = 1) Reserva Particular do Patrimônio Natural.

Em diversos estudos, os mamíferos foram destacados como o grupo com maior número de atropelamentos. Esse padrão foi registrado, por exemplo, por Bager e Fontoura (2013) e Tassi et al. (2023) na Estação Ecológica do Taim (RS), com mais de 4.500 registros somados e predominância de mamíferos (92% em Tassi et al.). Situação semelhante foi observada em Cortez et al. (2024) no PE do João Leite (GO), em que 72 das 76 colisões registradas foram de mamíferos.

O cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) esteve entre as espécies mais frequentemente mencionadas como vítima em grande parte dos estudos analisados. Ele aparece como espécie mais atingida em diferentes regiões, como no Rio Grande do Norte (Santos et al., 2023), Bahia (Miranda et al., 2025), Sergipe (Bomfim et al., 2024), Pará (Batista et al., 2022; Rocha et al., 2023), Piauí (Santos Neta et al., 2023), Espírito Santo (Ferreira et al., 2014), Goiás (Fraga et al., 2022), Mato Grosso (Valadão et al., 2018), Paraná (Campos e Silva, 2023) e Tocantins (Moreira et al., 2023), o que faz os autores sugerirem tanto sua ampla distribuição quanto sua elevada vulnerabilidade a atropelamentos. Outras espécies recorrentes incluem o gambá (*Didelphis* sp.), o tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*) e o tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*) (Ferreira et al., 2014; Valadão et al., 2018; Batista et al., 2022; Santos et

al., 2023). Também se destacam os registros de colisões com espécies ameaçadas dentro ou nos arredores de UCs, como o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) e a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) em São Paulo (Saranholi et al., 2015), o gato-domato-pequeno (*Leopardus emiliae*) e o gato-mourisco (*Herpailurus yagouaroundi*) no Rio Grande do Norte (Santos et al., 2023), a lontra (*Lontra longicaudis*) e o gato-domato-grande (*Leopardus geoffroyi*) no Rio Grande do Sul (Bager e Fontoura, 2013), o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) em Goiás (Cortez et al., 2024) e no Pará (Batista et al., 2022), a anta no Paraná (Campos e Silva, 2023) e em São Paulo (Faria et al., 2022) e o mocó (*Kerodon rupestris*) no Piauí (Santos Neta et al., 2023).

Répteis e anfíbios foram os grupos mais atingidos em algumas regiões específicas ou tipos de levantamento direcionados. Gomes et al. (2023), por exemplo, relataram alta mortalidade de herpetofauna no PARNA da Serra do Mar (RJ), com destaque para *Crotalus durissus* e *Dipsas mikanii*, e Hartmann et al. (2011), que registraram 60 colisões com serpentes em cerca de um ano de monitoramento no Parque Estadual da Serra do Mar (SP).

Os estudos analisados apresentaram grande heterogeneidade em termos de esforço amostral, tanto na extensão monitorada das rodovias quanto na duração dos levantamentos e na frequência das coletas. Em geral, as extensões variaram de trechos curtos, como os 15,7 km da ESEC do Taim (RS) em Bager e Fontoura (2013), até estudos mais amplos como o de Santos et al. (2023), que cobriram 116,86 km de rodovia ao longo de 52 meses de coleta de dados. O número de campanhas também variou consideravelmente, com estudos realizados em períodos de cerca de um ano (Valadão et al., 2018; Zank et al., 2019; Alves et al., 2021; Cavallet et al., 2023; Santos Neta et al., 2023; Bomfim et al., 2024) e outros de longa duração e abrangência como Tassi et al. (2023), que acumularam 3.130 atropelamentos ao longo de 11 anos de monitoramento.

As medidas de mitigação foram relatadas em 26,67% (n = 8) estudos (Faria e Pires, 2012; Bager e Fontoura, 2013; Silveira et al., 2018; Alves et al., 2021; Faria et al., 2022; Ferreira et al., 2022; Tassi et al., 2023; Bomfim et al., 2024). O estudo mais expressivo nesse sentido foi o de Bager e Fontoura (2013), que não apenas registrou a presença de 19 passagens inferiores de fauna e cercas, mas também avaliou sua eficácia ao longo do tempo, constituindo um dos poucos exemplos de avaliação de

soluções aplicadas no Brasil. Tassi et al. (2023) também consideraram medidas como cercas e túneis de fauna, embora não tenham detalhado a eficácia isolada de cada estrutura. Os estudos de Faria e Pires (2012) e Faria et al. (2022) correspondem à área de estudo do PEMD que, quando destas pesquisas, já apresentava PIFs, radares, placas e lombadas. Em contraste, a maioria dos demais estudos apenas menciona a ausência de estratégias mitigadoras, ou a presença limitada a placas de sinalização, como registrado por Bomfim et al. (2024) no PARNA Serra de Itabaiana (SE).

Os menores números de atropelamentos foram observados em estudos de menor extensão ou duração. Saranholi et al. (2015), por exemplo, reportaram 31 registros ao longo de 16 meses na ESEC de Itirapina (SP), com 21 espécies envolvidas. Por outro lado, levantamentos de maior escala revelaram um volume expressivo de atropelamentos: Tassi et al. (2023), com 3.130 registros em 11 anos e Costa e Gomides (2024), com 2.795 registros ao longo de dois anos. O número de espécies envolvidas também variou amplamente, indo de seis espécies (Ramalho et al., 2021, com foco exclusivo em morcegos) a mais de 60 (Figueiredo et al., 2013; Batista et al., 2022; Bomfim et al., 2024). Em geral, estudos de maior duração, com maior número de campanhas ou com levantamento mais sistemático e em menor velocidade de monitoramento, registraram maior riqueza de espécies.

As taxas de atropelamento, quando reportadas, foram apresentadas em diferentes unidades de medida, o que dificulta a comparação direta. Algumas expressaram a taxa em indivíduos por quilômetro por ano, como em Saranholi et al. (2015) (1,46 atropelamentos/km/ano) e Santos et al. (2023) (31 atropelamentos/km/ano), enquanto outras adotaram a métrica indivíduos por quilômetro por dia, como em Bager e Fontoura (2013) (0,153 atropelamentos/km/dia), Batista et al. (2022) (0,08 atropelamentos/km/dia), Bomfim et al. (2024) (0,0652 atropelamentos/km/dia), Cavallet et al (2023) (0,105 atropelamentos/km/dia), Rocha et al. (2023) (0,14 atropelamentos/km/dia) e Santos Neta et al. (2023) (0,114 atropelamentos/km/dia).

3.2 Monitoramento de PIFs e cercas associadas

No total, foram contabilizados 694 registros de fauna, dos quais 77,41% ocorreram no monitoramento das PIFs e 22,59% nas cercas. Nas PIFs, foram

registrados 538 eventos únicos de 580 travessias de fauna e nas cercas foram 156 registros únicos de 168 interações com a cerca. A maioria (89,35%, $n = 620$) aconteceu no período noturno, realizados por 18 espécies, enquanto no período diurno foram 74 registros de 17 espécies distintas. Em relação à presença ou ausência de água nas PIFs nos momentos de travessia dos animais, todos os registros aconteceram na ausência de água.

Os mamíferos foram a classe mais registrada ($n = 521$ eventos para as PIFs e $n = 153$ para as cercas), seguidos pelas aves ($n = 13$ registros nas PIFs e $n = 3$ nas cercas) e répteis ($n = 4$ registros nas PIFs). Foram identificadas 16 Ordens distintas, sendo as mais frequentes Lagomorpha ($n = 418$ registros), Rodentia ($n = 69$) e Perissodactyla ($n = 68$).

No total, foram registradas 31 espécies de fauna: 22 mamíferos, oito aves e um réptil, incluindo uma espécie doméstica (cachorro-doméstico; *Canis lupus familiaris*) e uma exótica (lebre; *Lepus europaeus*). Do total de espécies registradas, 23 foram observadas nas cercas e 15 nas PIFs (Figura 6).

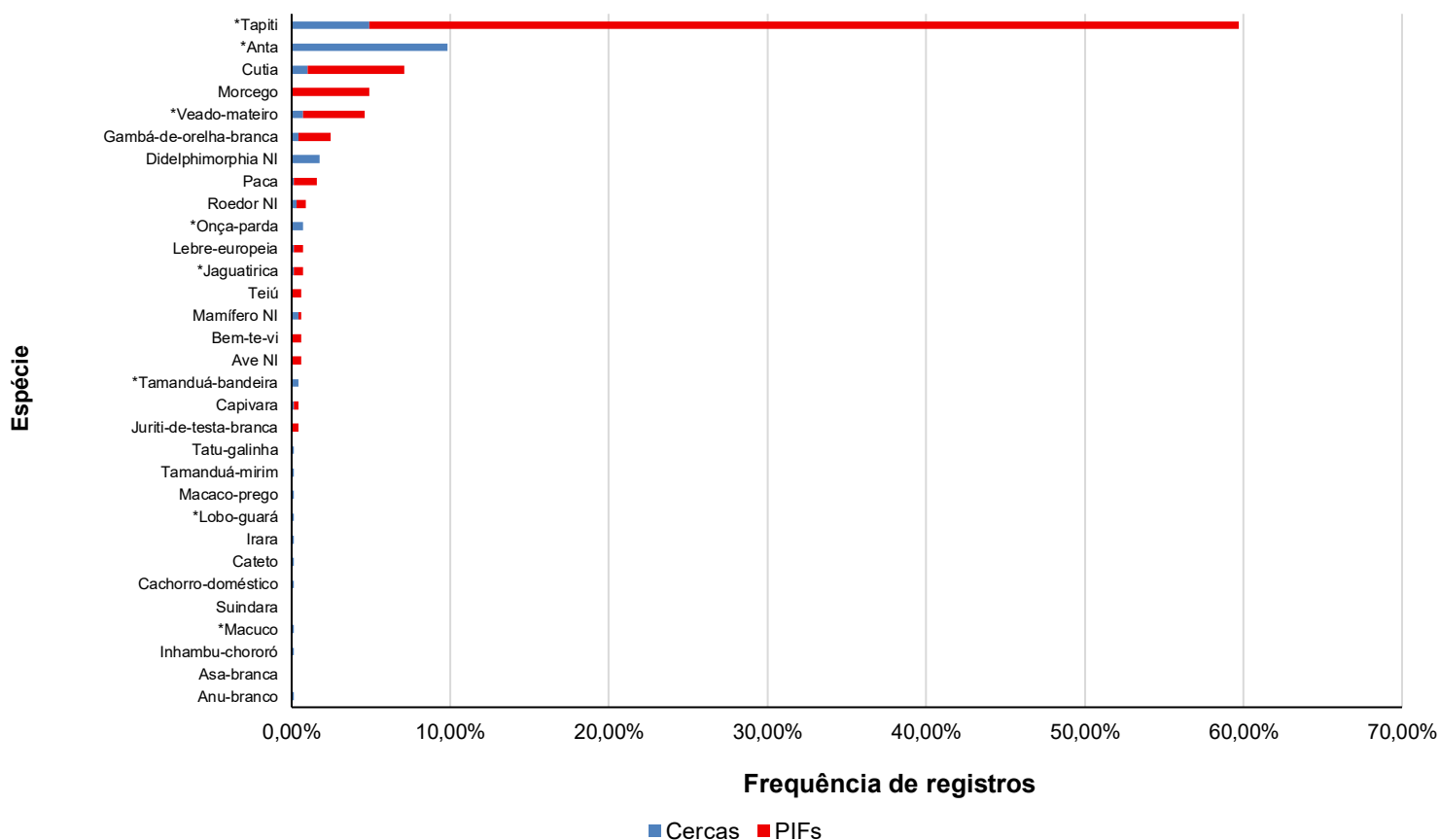


Figura 6: Número de registros por espécie nas PIFs (azul) e cercas (vermelho) na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP, em que * indica as espécies ameaçadas de extinção, as quais estiveram presentes, predominantemente, apenas nas cercas.

Oito espécies registradas estão em algum grau de ameaça de acordo com as três listas consultadas: tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*), anta (*Tapirus terrestris*), lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), onça-parda (*Puma concolor*), macuco (*Tinamus solitarius*), jaguatirica (*Leopardus pardalis*) e veado-mateiro (*Mazama americana*) (Figura 7). Três outras espécies são classificadas como quase ameaçadas de extinção pela IUCN (2025): macaco-prego (*Sapajus nigritus*), cateto (*Dicotyles tajacu*) e paca (*Cuniculus paca*).



Figura 7: Registros de jaguatirica e veado-mateiro no monitoramento de fauna em PIFs na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

A maioria das espécies ameaçadas de extinção tiveram registros apenas nas cercas, e não nas PIFs, sendo elas: onça-parda, anta, lobo-guará, tamanduá-bandeira, cateto e macuco. A jaguatirica, embora tenha sido registrada em quatro ocasiões nas PIFs 3, 4 e 5, teve 75% dessas ocorrências sendo travessias incompletas. O tapiti foi a espécie mais registrada e ocorreu em todas as PIFs monitoradas, com comportamento principal de se alimentar das gramíneas em frente às PIFs, utilizando-as para travessia apenas poucas vezes ($n = 134$ travessias completas; 35,36% dos registros da espécie). A anta foi a segunda espécie mais registrada, estando presente em todos os finais de cercas monitorados. No entanto, não houveram registros de antas nas PIFs, e durante o monitoramento das cercas foi registrado um indivíduo de anta deslocando-se em direção à rodovia (Figura 8A), comportamento também observado através de pegadas direcionadas à estrada (Figura 8B). As demais espécies mais frequentemente registradas foram a cutia (*Dasyprocta azarea*), morcegos em geral e o veado-mateiro.



Figura 8: A) Travessias de anta em direção à rodovia registradas por monitoramento via armadilhamento fotográfico em finais de cerca (A) e por vestígios (B) na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

Quanto às travessias, 41,03% (n = 238) foram consideradas completas, 22,59% (n = 131) incompletas e 36,38% (n = 211) desconhecidas. Apesar de uma porcentagem relativamente considerável de travessias completas, das 31 espécies registradas, apenas 35,48% (n = 11) realmente atravessaram as PIFs, das quais a maioria das travessias (62,18%) foram feitas pelo tapiti, seguido pela cutia (10,50%) e o veado-mateiro (9,66%).

Nas PIFs, o número médio de espécies registradas em cada uma das estruturas foi de $6,89 \pm 2,32$, valores semelhantes aos encontrados ao considerar a média de espécies registradas nas cercas ($6,83 \pm 2,56$). As PIFs com maior índice de uso de fauna foram a PIF 2 (IU = 3,9) e a PIF 1 (IU = 1,47), localizadas no limite leste do PEMD, e as menos utilizadas foram a PIF 5 (IU = 0,38) e PIF 6 (IU = 0,6), localizadas no limite oeste (Figura 9, Tabela 5).

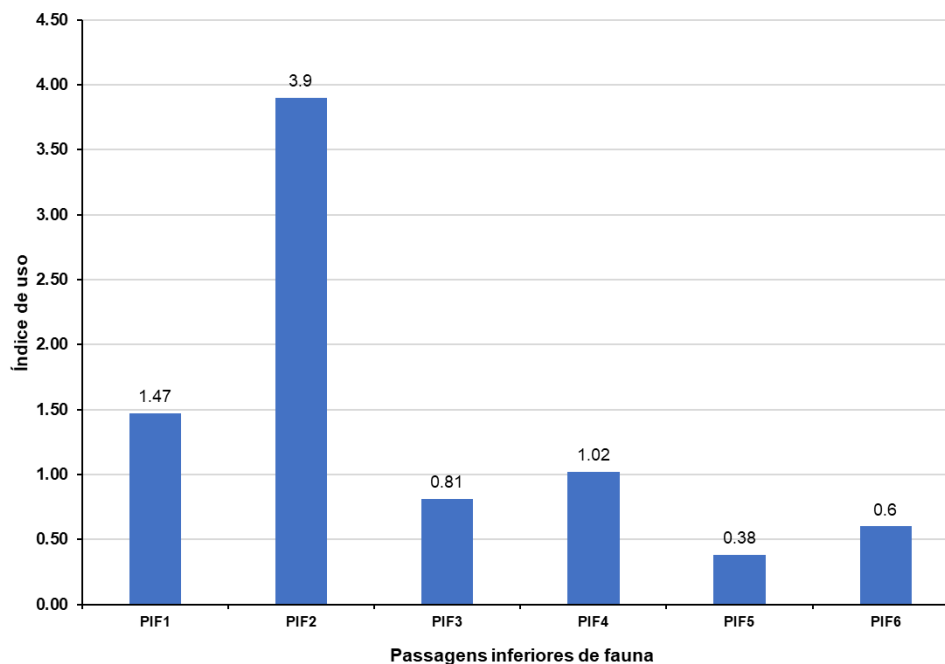


Figura 9: Índice de uso das PIFs amostradas na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

Já nas cercas, foram 157 registros de 22 espécies, seis delas ameaçadas de extinção em algum nível (Tabela 6, Figura 10). Apenas 27,84% dos registros foram dos animais entrando em direção às PIFs, sendo a maioria do comportamento (31,96%) dos animais entrando para a mata adjacente, mas não seguindo rumo às PIFs. Em 19,07% dos registros, os animais saíram das cercas em direção às rodovias.



Figura 10: Espécies registradas nas cercas na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP: a) anta, b) lobo-guará, c) tamanduá-bandeira com filhote, d) tamanduá-mirim.

Tabela 5: Espécies registradas por PIFs e cercas amostradas, com índice de uso da fauna nas passagens na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

PIFs e cercas	Espécies registradas	N. espécies	N. registros de fauna	Índice de uso
PIF 1	Bem-te-vi, cutia, lebre-europeia, tapiti	4	51	1,47
Cercas 1 e 2 (PIF 1)	Anta, cuíca, gambá-de-orelha-branca, onça-parda, tamanduá-bandeira	5	17	-
PIF 2	Bem-te-vi, gambá-de-orelha-branca, juriti-de-testabranca, morcego, paca, roedor, tapiti, teiú	8	279	3,9
Cercas 3 e 4	Anta, cateto, cutia, gambá-de-	11	62	-

(PIF 2)	orelha-branca, inhambuchororó, macaco-prego, macuco, roedor NI, tapiti, tatugalinha, veado-mateiro			
PIF 3	Capivara, cutia, gambá-de-orelha-branca, jaguatirica, paca, tapiti, veado-mateiro	7	35	0,81
Cercas 5 e 6 (PIF 3)	Anta, cutia, Didelphimorphia NI, lebre-europeia, paca, roedor NI, tamanduá-mirim, tapiti, veado-mateiro	9	44	-
PIF 4	Bem-te-vi, capivara, cutia, jaguatirica, morcego, roedor NI, tapiti, teiú, veado-mateiro	9	89	1,02
Cercas 7 e 8 (PIF4)	Anta, anu-branco, capivara, irara, onça-parda, tapiti	6	14	-
PIF 5	Asa-branca, bem-te-vi, cutia, jaguatirica, juriti-detesta-branca, morcego, paca, tapiti, teiú	9	34	0,38
Cercas 9 e 10 (PIF 5)	Anta, lobo-guará, onça-parda	3	5	-
PIF 6	Cutia, gambá-de-orelha-branca, suindara, tapiti	4	50	0,6
Cercas 11 e 12 (PIF 6)	Anta, cachorro-doméstico, gambá-de-orelha-branca, jaguatirica, tapiti	5	15	-

Tabela 6: Espécies encontradas no monitoramento via armadilhamento fotográfico na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP. C: número de registros da espécie nas cercas. PIF: número de registros da espécie nas passagens inferiores de fauna. NI: não identificado. *representa espécies domésticas. Graus de ameaça seguem Decreto Estadual 68.853 (2018), 12 MMA/ICMBio (2022) e IUCN (2024): LC: pouco preocupante, NT: quase ameaçada, VU: vulnerável, EN: em perigo, CR: criticamente em perigo, DD: dados deficientes.

Classe	Ordem	Família	Nome comum	Nome científico	C	PIF	Status de Conservação		
							SP (2018)	MMA (2022)	IUCN (2024)

Aves	Columbiformes	Columbidae	Asa-branca	<i>Columba picazuro</i>	0	1	-	-	LC
			Juriti-de-testa-branca	<i>Leptotila rufaxilla</i>	0	3	-	-	LC
		Tyrannidae	Bem-te-vi	<i>Pitangus sulphuratus</i>	0	4	-	-	LC
	Strigiformes	Tytonidae	Suindara	<i>Tyto furcata</i>	0	1	-	-	-
	Tinamiformes	Tinamidae	Inhambu-chororó	<i>Crypturellus parvirostris</i>	1	0	-	-	LC
			Macuco	<i>Tinamus solitarius</i>	1	0	VU	-	NT
	Ave NI	Ave NI	Ave NI	Ave NI	0	4	-	-	-
Mammalia	Artiodactyla	Cervidae	Veado-mateiro	<i>Mazama americana</i>	5	27	EN	-	DD
		Tayassuidae	Cateto	<i>Dicotyles tajacu</i>	1	0	NT	-	LC
	Carnivora	Canidae	Cachorro-doméstico	<i>Canis lupus familiaris*</i>	1	0	-	-	-
			Lobo-guará	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	1	0	VU	VU	NT
		Felidae	Jaguaritica	<i>Leopardus pardalis</i>	1	4	VU	-	LC
			Onça-parda	<i>Puma concolor</i>	5	0	VU		LC
		Mustelidae	Irara	<i>Eira barbara</i>	1	0	-	-	LC
	Chiroptera	Chiroptera NI	Morcego	Chiroptera NI	0	34	-	-	-

Cingulata	Dasypodidae	Tatu-galinha	<i>Dasypus novemcinctus</i>	1	0	-	-	LC
Didelphimorphia	Didelphidae	Gambá-de-orelha-branca	<i>Didelphis albiventris</i>	3	14	-	-	LC
		Didelphimorphia NI	Didelphimorphia NI	12	0	-	-	-
Lagomorpha	Leporidae	Tapiti	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	34	379	DD	-	EN
		Lebre-europeia	<i>Lepus europaeus*</i>	1	4	-	-	LC
Mammalia NI	Mammalia NI	Mamífero não identificado	Mammalia NI	3	1	-	-	-
Perissodactyla	Tapiridae	Anta	<i>Tapirus terrestris</i>	68	0	EN	VU	VU
Pilosa	Myrmecophagidae	Tamanduá-bandeira	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	3	0	VU	VU	VU
		Tamanduá-mirim	<i>Tamandua tetradactyla</i>	1	0	-	-	LC
Primates	Cebidae	Macaco-prego	<i>Sapajus nigritus</i>	1	0	-	-	NT
Rodentia	Caviidae	Capivara	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	1	2	-	-	DD
	Cuniculidae	Paca	<i>Cuniculus paca</i>	1	10	NT	-	LC
	Dasyproctidae	Cutia	<i>Dasyprocta azarae</i>	7	42	-	-	DD
	NI	Pequeno roedor NI	NI	2	4	-	-	-

Reptilia	Squamata	Teiidae	Teiú	<i>Salvator merianae</i>	0	4	-	-	LC
Total					163	546			

Além destes, foram contabilizados 16 registros de uso antrópico, os quais consistiram em funcionários do DER realizando o corte da vegetação no entorno da pista e das PIFs (n = 10) e outros usuários (n = 6) transitando próximos às cercas. Automóveis, como carros e tratores, foram registrados seis vezes através das armadilhas fotográficas instaladas nas cercas, sendo todos os veículos identificados como do DER e, em geral, transitando no acostamento para realizar o corte da vegetação.

A curva referente ao total de espécies amostradas no conjunto PIFs e cercas associadas apresentou dados obtidos até cerca de 700 indivíduos nos registros, alcançando aproximadamente 30 espécies, e a extrapolação indica potencial aumento para quase 40 espécies no limite de 1.250 indivíduos (Figura 11). A faixa de confiança mostra baixa incerteza nas estimativas observadas, mas amplia-se progressivamente na extrapolação, refletindo maior variabilidade esperada com o aumento do esforço amostral.

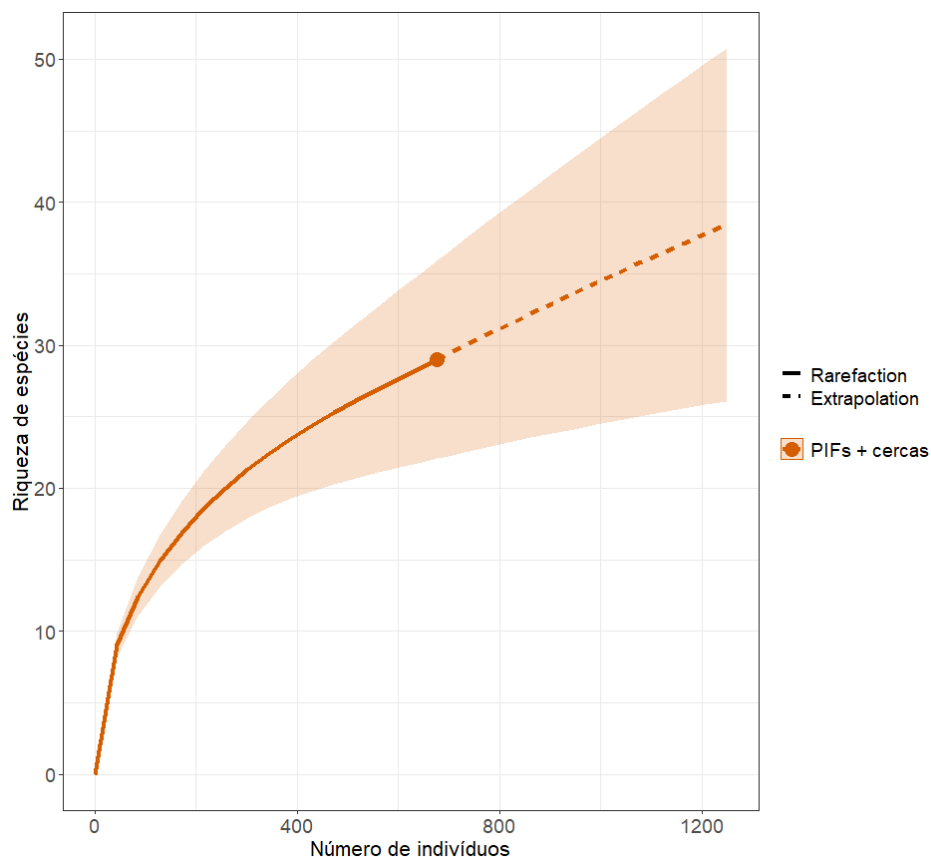


Figura 11: Curvas de rarefação e extrapolação da riqueza de espécies para o conjunto de dados PIFs + cercas na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

3.3 Monitoramento de fauna atropelada

Ao longo de cinco campanhas de monitoramento de fauna atropelada foram percorridos 925 km em 41 h 50 min de esforço amostral total (Tabela 7).

Tabela 7: Esforço amostral do monitoramento de fauna atropelada na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

Campanha	Início	Término	Esforço amostral	Km percorridos	Carcaças encontradas
1	30/05/2024	02/06/2024	7h31 min	185	11
2	02/07/2024	06/07/2024	9h	185	10
3	22/07/2024	26/07/2024	8h42min	185	10
4	10/08/2024	14/08/2024	8h04min	185	4
5	01/09/2024	04/09/2024	8h33min	185	15
Total			41h50 min	925 km	50

Foram registrados 50 eventos de colisões com a fauna, dos quais 62% (n = 31) foram de mamíferos, 28% (n = 14) de aves, 2% (n = 1) de réptil e 8% (n = 4) cujas classes não foram possíveis identificar devido ao avançado estágio de decomposição das carcaças. Foram identificadas 11 Ordens, das quais as mais frequentes em número de registros e de espécies identificadas foram Carnívora (n = 9 registros, n = 3 espécies) e Didelphimorphia (n = 6 registros, n = 2 espécies). Foram identificadas 16 espécies de fauna, 14 delas silvestres e duas domésticas, o cachorro-doméstico e o gato-doméstico (*Felis catus*) (Tabela 8). Apenas uma das espécies registradas é considerada espécie ameaçada de extinção: o tapiti, pelas listas nacional e internacional (MMA, 2022; IUCN, 2025). As espécies mais frequentes foram o gambá-de-orelha-branca (*Didelphis albiventris*; n = 5) e o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*; n = 3).

A taxa de atropelamentos do estudo foi de 0,0021 animais/km/dia e o fator de correção obtido através do quociente entre as taxas de atropelamento obtidas pelo método veicular e a pé é de 1,2727. Considerando os 50 registros de fauna atropelada, ao utilizando o fator de correção (Teixeira et al., 2013), o número estimado de colisões no trecho seria de aproximadamente 63, o que equivale a taxa de 0,0027 atropelamentos/km/dia, valor semelhante ao encontrado considerando o número real de carcaças encontrados neste estudo.

Durante o monitoramento, foram feitos 275 avistamentos oportunistas de fauna, sendo 85,20% (n = 259) de aves e 14,80% (n = 45) de mamíferos, identificando 22 espécies, 15 aves - anu-preto (*Crotophaga ani*), arara-vermelha (*Ara chloropterus*), asa-branca (*Patagioenas picazuro*), avoante (*Zenaida auriculata*), bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*), carcará (*Caracara plancus*), chupim (*Molothrus bonariensis*), galinha (*Gallus gallus domesticus*), galinha-d'angola (*Numida meleagris*), gavião-carijó (*Rupornis magnirostris*), gralha-picaça (*Cyanocorax chrysops*), pardal (*Passer domesticus*), pombo-doméstico (*Columba livia*), rolinha-roxa (*Columbina talpacoti*), saracura-três-potes (*Aramides cajaneus*) - e sete mamíferos - cachorro-doméstico, cutia, irara (*Eira barbara*), cavalo (*Equus caballus*), gato-doméstico (*Felis catus*), macaco-prego (*Sapajus nigritus*) e tapiti (Tabela 8).

Tabela 8. Espécies registradas durante monitoramento de fauna atropelada na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP. AT: número de atropelamentos. AV: número de avistamentos. NI: não identificado. *espécies domésticas. Graus de ameaça seguem Decreto Estadual 68.853 (2018), MMA/ICMBio (2022) e IUCN (2025). LC: pouco preocupante. NT: quase ameaçada. EN: em perigo. CR: criticamente em perigo. DD: dados deficientes.

Classe	Ordem	Família	Nome comum	Nome científico	AT	AV	Status de Conservação		
							SP (2018)	MMA (2022)	IUCN (2024)
Aves	Accipitriformes	Accipitridae	Gavião-carijó	<i>Rupornis magnirostris</i>	0	1	-	-	LC
	Caprimulgiformes	Caprimulgidae	Caprimulgídeo	Caprimulgidae NI	1	0	-	-	-
	Columbiformes	Columbidae	Pomba-doméstica	<i>Columba livia*</i>	0	11	-	-	LC
			Rolinha roxa	<i>Columbina talpacoti</i>	0	12	-	-	LC
			Asa-branca	<i>Patagioenas picazuro</i>	0	46	-	-	LC
			Avoante	<i>Zenaida auriculata</i>	1	51	-	-	LC
			Columbidae NI	Columbidae NI	1	0	-	-	-
	Cuculiformes	Cuculidae	Anu-preto	<i>Crotophaga ani</i>	0	19	-	-	LC
	Falconiformes	Falconidae	Carcará	<i>Caracara plancus</i>	0	42	-	-	LC
	Galliformes	Numididae	Galinha-d'angola	<i>Numida meleagris*</i>	0	19	-	-	LC
		Phasianidae	Galinha	<i>Gallus gallus domesticus</i>	0	5	-	-	-
	Gruiformes	Rallidae	Saracura	<i>Aramides cajaneus</i>	0	1	-	-	LC
	Passeriformes	Corvidae	Gralha-piçaga	<i>Cyanocorax chrysops</i>	0	32	-	-	LC
		Icteridae	Chupim	<i>Molothrus bonariensis</i>	0	2	-	-	LC
		Passeridae	Pardal-doméstico	<i>Passer domesticus</i>	0	3	-	-	LC

		Passerelidae	Tico-tico-do-campo	<i>Ammodramus humeralis</i>	1	0	-	-	LC
		Passeriformes NI	Pássaro não identificado	Passeriformes NI	2	1	-	-	-
		Tyrannidae	Bem-te-vi	<i>Pitangus sulphuratus</i>	0	4	-	-	LC
	Piciformes	Picidae	Pica-pau-rei	<i>Campephilus robustus</i>	1	0	-	-	LC
	Psittaciformes	Psittacidae	Arara-vermelha	<i>Ara chloropterus</i>	0	8	CR	-	LC
	Ave NI	Ave NI	Ave NI	Ave NI	7	2	-	-	-
Mammalia	Carnivora	Canidae	Cachorro-doméstico	<i>Canis lupus familiaris*</i>	2	30	-	-	-
			Cachorro-do-mato	<i>Cerdocyon thous</i>	3	0	-	-	LC
			Canídeo não identificado	Canídeo NI	1	2	-	-	-
		Felidae	Gato-doméstico	<i>Felis catus*</i>	3	0	-	-	-
			Felino não identificado	Felidae NI	0	1	-	-	-
		Mustelidae	Irara	<i>Eira barbara</i>	0	1	-	-	LC
	Chiroptera	Chiroptera NI	Morcego	Chiroptera NI	2	0	-	-	-
	Cingulata	Dasypodidae	Tatu-galinha	<i>Dasypus novemcinctus</i>	1	0	-	-	LC
		Cingulata NI	Tatu não identificado	Cingulata NI	2	1	-	-	-
	Didelphimorphia	Didelphidae	Gambá-de-orelha-branca	<i>Didelphis albiventris</i>	5	0	-	-	LC
			Cuíca-de-cauda-grossa	<i>Lutreolina crassicaudata</i>	1	0	-	-	LC
			Didelphimorphia NI	Didelphimorphia NI	1	0	-	-	-
	Lagomorpha	Leporidae	Tapiti	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	3	1	-	-	EN

			Lebre-europeia	<i>Lepus europaeus*</i>	1	0	-	-	LC
	Mammalia NI	Mammalia NI	Mamífero não identificado	Mammalia NI	2	0	-	-	-
	Perissodactyla	Equidae	Cavalo	<i>Equus caballus</i>	0	2	-	-	-
	Primates	Cebidae	Macaco-prego	<i>Sapajus nigritus</i>	0	5	-	-	NT
	Rodentia	Akodontidae	Akodontidae NI	Akodontidae NI	1	0	-	-	-
		Dasyproctidae	Cutia	<i>Dasyprocta azarae</i>	0	2	-	-	DD
		Roedor NI	Roedor NI	Roedor NI	2	0	-	-	-
NI	NI	NI	NI	Animal NI	5	0	-	-	-
Reptilia	Reptilia NI	Reptilia NI	Reptilia NI	Reptilia NI	1	0	-	-	-
Total					50	304			

Quanto ao método de registro, 56% (n = 28) foram registrados no monitoramento veicular e 44% (n = 22) no a pé. Dentre os três trechos monitorados, os trechos C e B tiveram maior número de colisões encontradas, com respectivamente 52% (n = 26) e 32% (n = 16) dos eventos de colisão com a fauna cada um.

Quanto ao tipo de trecho, 56% das colisões (n = 28) foram detectadas no trecho C, 28% (n = 14) no trecho B, ambos com 14 km de extensão, e 16% (n = 8) no trecho A, que possui 9 km. Para as taxas de atropelamento por quilômetro de cada trecho estudado, o teste global de razão de verossimilhança (χ^2) resultou em um valor de 6,821 (p-value = 0,033), exibindo diferença estatisticamente significativa entre as taxas de colisão dos trechos analisados. O trecho C exibiu taxa de atropelamentos/km/dia duas vezes maior que o trecho B e 2,25 vezes maior que o trecho A, enquanto o trecho B apresentou taxa 1,13 vezes maior que o trecho A (Tabela 9, Figura 12).

Tabela 9: Taxa de atropelamentos por km por trecho e total na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

Trecho	Extensão em km	Número de colisões	Taxa geral (colisões/km)
A	9	8	0,889
B	14	14	1
C	14	28	2
Total	37	50	1,351

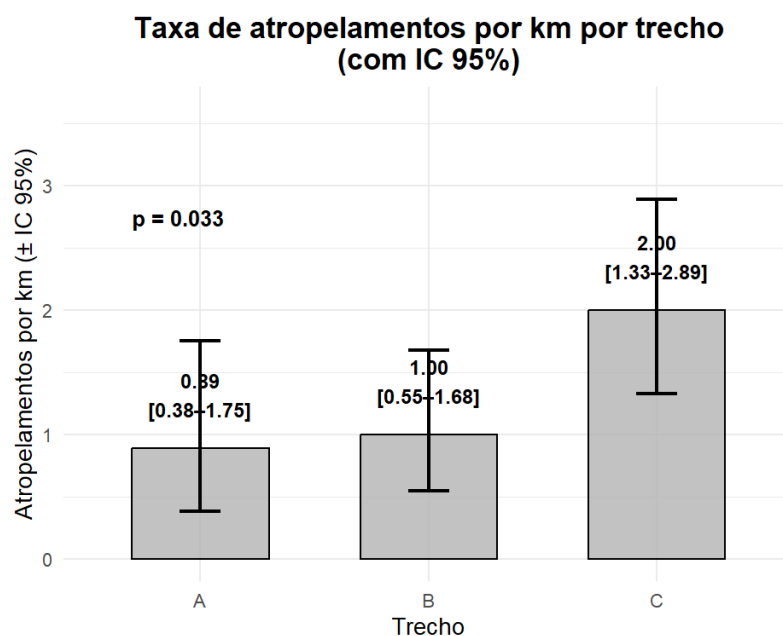


Figura 12: Taxa de atropelamentos por km por trecho na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

As comparações par-a-par entre os trechos, ajustadas pelo método de Bonferroni, revelaram que apenas a diferença entre os trechos A e C foi estatisticamente significativa, com razão de taxas de 0,29 ($p\text{-value} = 0,0053$), indicando que a taxa de atropelamentos no trecho A é significativamente menor do que no trecho C. As demais comparações, entre A e B (razão de taxas de 0,57; $p\text{-value} = 0,6201$) e entre B e C (razão de taxas de 0,50; $p\text{-value} = 0,1026$), não apresentaram diferenças estatisticamente significativas, embora a comparação entre B e C tenha mostrado uma tendência à diferença.

Ao georreferenciar as coordenadas de colisões registradas, foi possível obter uma visualização espacial dos atropelamentos de fauna registrados nos dados primários (Figura 13).

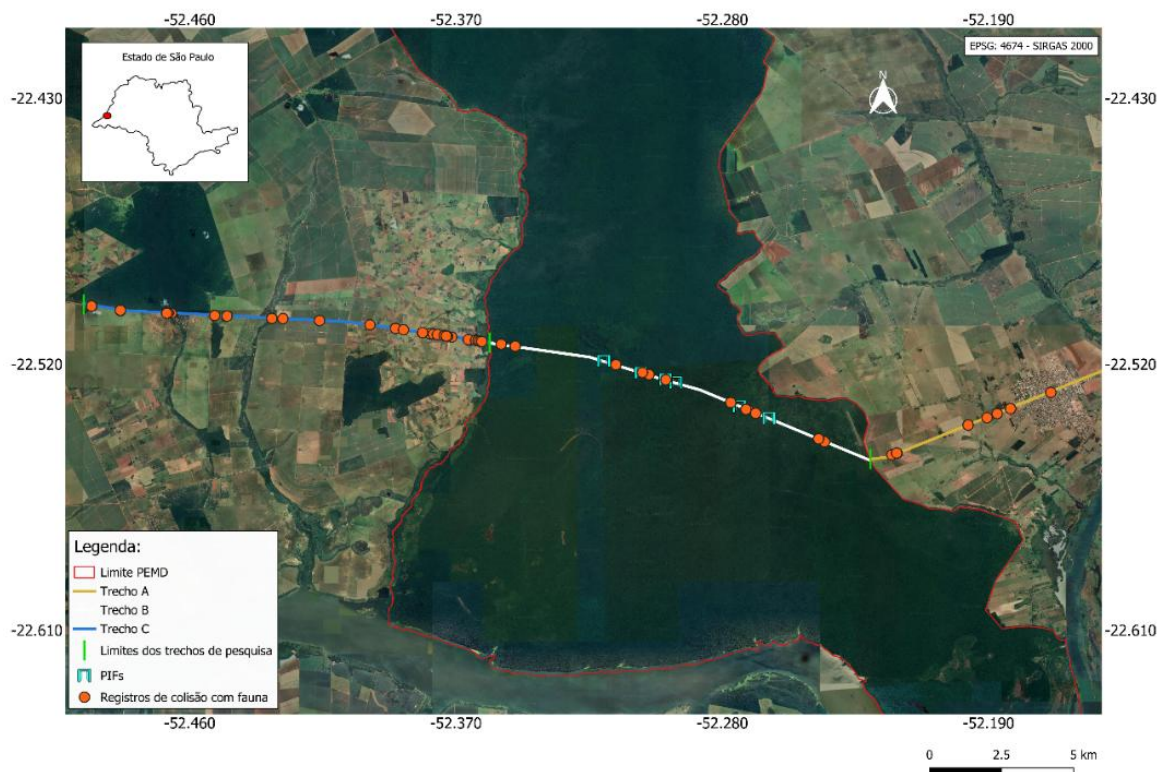


Figura 13: Distribuição dos atropelamentos registrados nos trechos (A, B, C) no monitoramento de fauna atropelada na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

As análises realizadas no KDE+ retornaram a intensidade de atropelamentos de fauna ao longo da área de estudo, indicando que existem trechos com maior número de atropelamentos do que o esperado, sugerindo que esses eventos não ocorrem ao acaso e podem ser influenciados por características específicas da rodovia ou do habitat ao redor. As áreas de maior intensidade de atropelamentos são potenciais alvos para medidas de mitigação, como cercas e passagens de fauna. Porém, os *hotspots* de atropelamentos encontrados por este estudo não são pontos da rodovia que apresentam PIFs.

Foram encontrados nove *clusters* de colisões considerando toda a fauna atingida dos dados primários, de acordo com as seguintes classes: dois muito altos, dois altos, dois médios, dois baixos e um muito baixo (Figura 14). Dentre os pontos críticos, cinco deles localizam-se no Trecho C (limite leste do PEMD), três no trecho B (interior do PEMD) e um no A (limite oeste do PEMD). Os dois *clusters* de nível

muito alto foram encontrados na porção inicial do Trecho C, logo após o término do Trecho B, além do Trecho C também ter apresentado um *cluster* alto e um médio na ESEC Mico-Leão-Preto (extremidade oeste). Dentro do Parque consta um *cluster* muito baixo, um baixo e um médio. No Trecho A foi identificado um *cluster* alto em sua porção final, cujo limite de velocidade retorna a 100 km/h, pouco antes do início do Trecho B.



Figura 14. *Hotspots* de colisões veiculares com fauna na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP, agregados em clusters de nível muito baixo, baixo, médio, alto e muito alto.

Quanto à distância dos *hotspots* identificados em relação às passagens de fauna existentes, seis dos nove pontos críticos de agregação estão localizados em uma distância de até 1,5 km de alguma PIF, apesar de nenhum *hotspots* ter coincidido diretamente com alguma PIF (Figura 15). No trecho B, o *hotspot* muito baixo encontra-se a uma distância de até 1,5km de quatro PIFs, enquanto o muito alto e o médio estão em distância de até 1,5km de 3 PIFs. No trecho C, um dos *hotspots* muito altos está distante em 350m de uma PIF, e o outro em 1,4 km, e o *hotspot* alto a 600m de distância.



Figura 15. *Hotspots* de colisões veiculares em relação a localização das PIFs monitoradas e não monitoradas no estudo na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

Assim, considerando as colisões detectadas pela pesquisa (dados primários), 66% ($n = 33$) estão a um raio de 1 km das passagens de fauna.

Quanto à composição das espécies considerando a fauna atropelada, avistada e monitorada via armadilhas fotográficas, a comunidade “Atropelamento”, por contar com menos registros e distribuição desigual entre espécies, com várias espécies com apenas um registro, apresentou banda de confiança bastante ampla, indicando maior incerteza em relação à comunidade de espécies afetadas na região. Por outro lado, a curva “Total”, resultante dos esforços amostrais combinados, exibiu uma faixa mais estreita, sugerindo estimativas mais precisas (Figura 16).

Os registros de colisões com fauna aproximaram-se de um platô próximo de 300 indivíduos, estabilizando-se em torno de 30 espécies. A base de avistamentos acumulou cerca de 23 espécies nos 300 primeiros indivíduos amostrados e, pela extrapolação até 1.500 indivíduos, projeta-se um máximo próximo de 28 espécies. Os dados obtidos em PIFs + cercas cresceram até cerca de 700 indivíduos, alcançando

aproximadamente 30 espécies, e a extrapolação indica potencial aumento para quase 40 espécies no limite de 1.500 indivíduos, antes da estabilização. Já a soma das três fontes manteve crescimento em todo o intervalo avaliado, ultrapassando 50 espécies e aproximando-se de 55 espécies na projeção para 1.500 indivíduos amostrados, sem atingir platô neste intervalo.

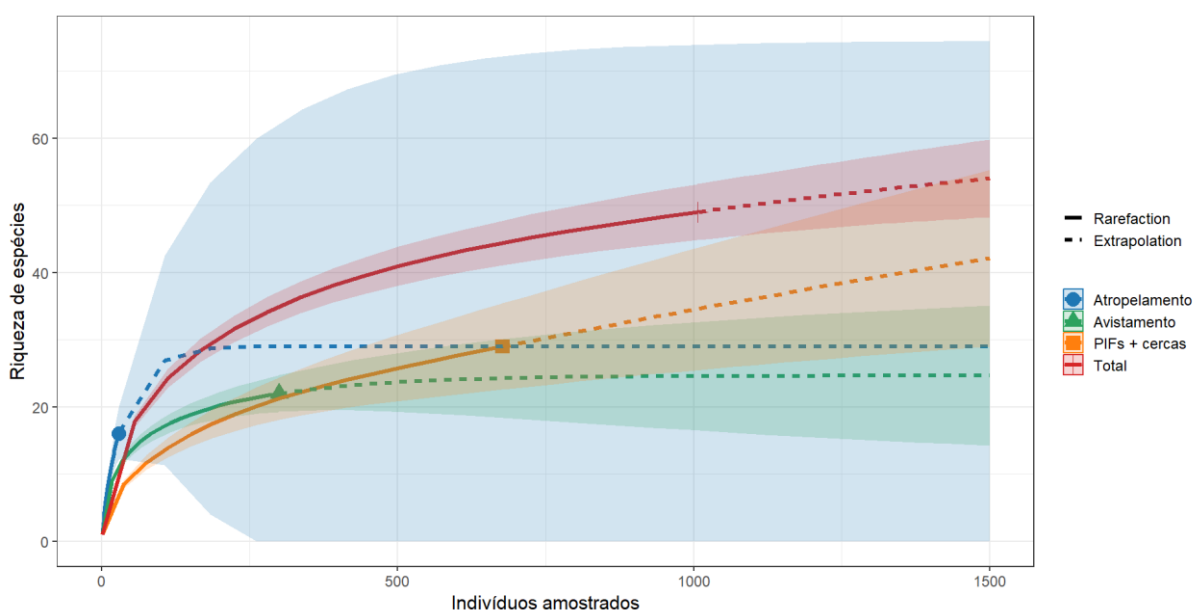


Figura 16: Curvas de rarefação e extrapolação da riqueza de espécies para os quatro bancos de dados de fauna na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

Por fim, ao considerar todas as espécies registradas nos tipos de monitoramento, incluindo os dados secundários, percebe-se que apenas cinco foram registradas utilizando as PIFs e, ao mesmo tempo, não tiveram registros de atropelamento: a paca, a cutia, a capivara, a jaguatirica e o veado-mateiro (Figura 17).

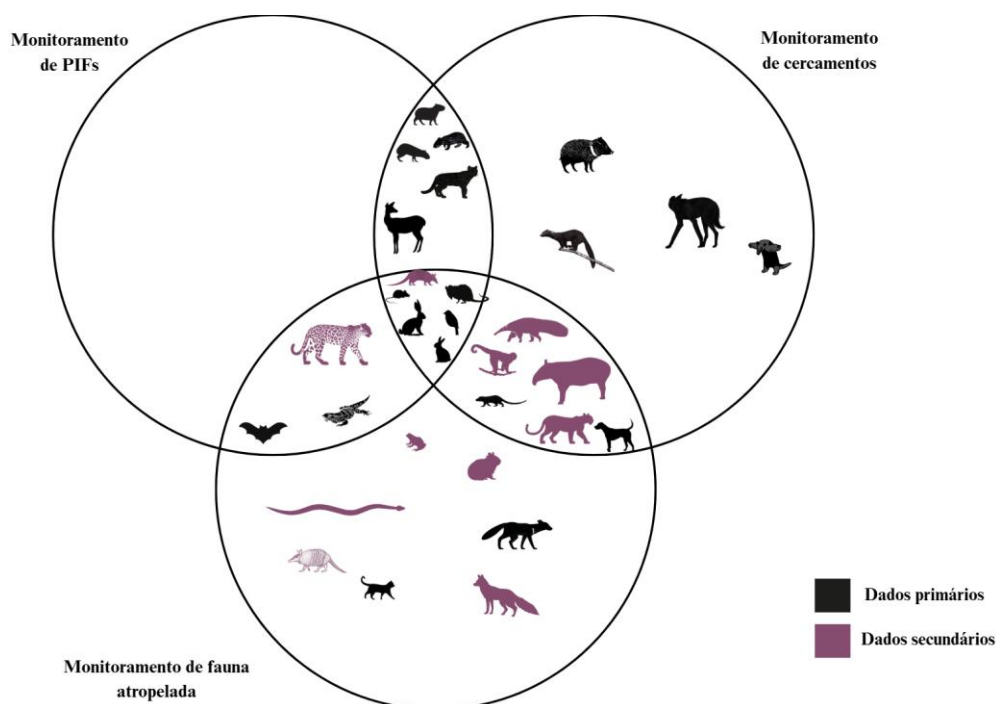


Figura 17: Espécies registradas no monitoramento de fauna atropelada, cercas e PIFs, considerando os dados primários desta pesquisa e os dados secundários na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

3.4 Análise dos dados secundários

Através da análise das ocorrências, percebeu-se que o banco de dados do DER não reflete completamente o histórico de colisões na área de estudo. Isso porque eventos de grande repercussão na mídia, como as colisões com onças-pintadas nos dias 23 e 29 de abril de 2023 (Bosisio, 2023a, 2023b), por exemplo, não constam na planilha disponibilizada. O conjunto dos dados não apresentou nenhum evento com onça-pintada, o que mascara os efeitos da rodovia, afinal estes eventos aconteceram. Isso indica que outras colisões também podem não ter sido devidamente registradas, e, com isso, não constam nos bancos de dados utilizados nas análises realizadas, subestimando-as.

Quanto ao tipo de trecho, 44,34% das colisões ($n = 94$) foram detectadas no trecho C, 35,38% ($n = 75$) no trecho B e 20,28% ($n = 43$) no trecho A.

Considerando os dados secundários, foram registradas 162 colisões, 52,47% ($n = 85$) com mamíferos, 24,07% ($n = 39$) com aves, 12,96% ($n = 21$) com anfíbios e 10,49% ($n = 17$) com répteis. Foram registradas 53 espécies, sendo 49 silvestres e quatro domésticas (boi, cachorro-doméstico, gato-doméstico e cavalo). As espécies

silvestres mais frequentes foram o sapo-gigante (10,49%; n = 17), a anta (9,26%; n = 15), a raposinha-do-campo e a lebre-europeia (5,56%; n = 9 cada), seguidas pelo tatu-galinha (4,32%; n = 7) e tamanduá-bandeira (3,70%; n = 6).

Considerando apenas o banco de dados do DER-12, entre os anos de 2019 e 2023 foram registradas 77 colisões, 42,86% (n = 33) no Trecho C, 29,87% (n = 23) no Trecho A e 27,27% (n = 21) no B. Foram registradas as classes de mamíferos (92,21%; n = 71), aves (6,49%; n = 5) e anfíbios (1,30%; n = 1). O total foi de 20 espécies, sendo 16 silvestres e quatro domésticas (boi, cachorro-doméstico, gato-doméstico, cavalo). As espécies silvestres mais frequentes foram a anta (18,18%; n = 14), raposinha-do-campo (10,39%; n = 8), lebre-europeia e tatu-galinha (com 9,09%; n = 7 registros cada) e tamanduá-bandeira (7,79%; n = 6).

Considerando apenas o banco de dados da Coordenadoria do Meio Ambiente entre agosto de 2022 e setembro de 2023, foram registradas 85 colisões, 47,06% (n = 40) no Trecho B, 38,82% (n = 33) no Trecho C e 14,12% (n = 12) no A. A maioria das ocorrências foi com aves (40,00%; n = 34), seguidas pelos anfíbios (23,53%; n = 20), répteis (20,00%; n = 17) e mamíferos (16,47%; n = 14). Foram registradas 39 espécies silvestres. As espécies mais frequentes foram o sapo-gigante (20,00%; n = 17), o carcará, a jararaca e o teiú (5,88%; n = 5 cada), seguidos pelo anu-preto, a avoante, o canário-da-terra, a gambá-de-orelha-branca, o papa-lagarta-acanelado e a rolinha-roxa (3,53%; n = 3 cada).

No total de dados primários e secundários, entre janeiro de 2019 e setembro de 2024 foram registradas 212 colisões, 44,34% (n = 94) no Trecho C, 35,38% (n = 75) no Trecho B e 20,28% (n = 43) no A. A maioria das ocorrências foi com mamíferos (54,72%; n = 116), seguidos pelas aves (25%; n = 53), anfíbios (9,91%; n = 21) e répteis (8,49%; n = 18), além de 1,89% (n = 4) de registros cuja classe não foi identificada. Foram registradas 71 espécies, sendo 67 silvestres e quatro domésticas (boi, cavalo, cachorro-doméstico e gato-doméstico) (Tabela 10). As espécies silvestres mais frequentes foram o sapo-gigante (8,02%; n = 17), a anta (7,08%; n = 15), a lebre-europeia (4,72%; n = 10), a raposinha-do-campo (4,25%; n = 9), seguidas pelo tatu-galinha e gambá-de-orelha-branca (3,77%; n = 8 cada). Entre as espécies registradas, cinco são consideradas ameaçadas de extinção - anta, jaguatirica, tamanduá-bandeira, tapiti e veado-mateiro -, totalizando 13,15% (n = 28) dos registros.

Tabela 10: Espécies registradas durante monitoramento de fauna atropelada. AT: número de atropelamentos. NI: não identificado. *espécies domésticas. Graus de ameaça seguem Decreto Estadual 68.853 (2018), MMA/ICMBio (2022) e IUCN (2024). LC: pouco preocupante. NT: quase ameaçada. EN: em perigo. CR: criticamente em perigo. DD: dados deficientes. A: dados referentes ao Processo FAPESP 2023/17693-0 (2024), B: dados da Coordenadoria de Meio Ambiente (2022-2023); C: dados do DER/SP (2019-2023).

Classe	Ordem	Família	Nome comum	Nome científico	Coletor	AT	Status de Conservação		
							SP (2018)	MMA (2022)	IUCN (2024)
Amphibia	Anura	Bufonidae	Sapo-cururu	<i>Rhinella marina</i>	C	1	-	-	LC
			Sapo	<i>Rhinella schneideri</i>	B	17	-	-	LC
		Hylidae	Sapo-martelo	<i>Boana faber</i>	B	1	-	-	LC
		Leptodactylidae	Rã-estriada	<i>Leptodactylus mystacinus</i>	B	2	-	-	LC
Aves	Caprimulgiformes	Caprimulgidae	Caprimulgídeo	Caprimulgidae NI	A	1	-	-	-
			Curiango-comum	<i>Nyctidromus albigollis</i>	B	2	-	-	LC
	Cariamiformes	Cariamidae	Seriema	<i>Cariama cristata</i>	B, C	2	-	-	LC
	Columbiformes	Columbidae	Pomba-doméstica	<i>Columba livia</i> *	A	1	-	-	LC
			Rolinha-fogo-apagou	<i>Columbina squammata</i>	B	1	-	-	LC

			Rolinha roxa	<i>Columbina talpacoti</i>	B	3	-	-	LC
			Asa-branca	<i>Patagioena s picazuro</i>	A, B	2	-	-	LC
			Avoante	<i>Zenaida auriculata</i>	B	3	-	-	LC
			Columbidae NI	Columbidae NI	A	1	-	-	-
	Cuculiformes	Cuculidae	Papa-lagarta-acanelado	<i>Coccyzus melacoryphus</i>	B	3	-	-	LC
			Anu-preto	<i>Crotophaga ani</i>	B, C	4	-	-	LC
			Alma-de-gato	<i>Piaya cayana</i>	B	1	-	-	LC
	Falconiformes	Falconidae	Carcará	<i>Caracara plancus</i>	B, C	6	-	-	LC
	Passeriformes	Icteridae	Guaxe	<i>Cacicus haemorrhous</i>	B	1	-	-	LC
			Pássaro-preto	<i>Gnorimops ar chopi</i>	C	2	-	-	LC
		Passerelidae	Tico-tico-do-campo	<i>Ammodramus humeralis</i>	A	1	-	-	LC
			Tico-tico-de-costas-cinza	<i>Arremon polionotus</i>	B	1	-	-	-
		Passeridae	Pardal-doméstico	<i>Passer domesticus</i>	B	1	-	-	LC
		Passeriformes NI	Pássaro não identificado	Passeriformes NI	A, B	3	-	-	-

		Thraupidae	Canário-da-terra	<i>Sicalis flaveola</i>	B	3	-	-	LC
			Tiziu	<i>Volatinia jacarina</i>	B	1	-	-	LC
		Tyrannidae	Suiriri	<i>Tyrannus melancholicus</i>	B	1	-	-	LC
	Piciformes	Picidae	Pica-pau-rei	<i>Campephilus robustus</i>	A	1	-	-	LC
	Tinamiformes	Tinamidae	Codorna-amarela	<i>Nothura maculosa</i>	B	2	-	-	LC
	Ave NI	Ave NI	Ave NI	Ave NI	A, B	7	-	-	-
Mammalia	Carnivora	Canidae	Cachorro-doméstico	<i>Canis lupus familiaris*</i>	A, B	10	-	-	-
			Cachorro-domato	<i>Cerdocyon thous</i>	A, B, C	5	-	-	LC
			Canídeo não identificado	Canídeo NI	A	1	-	-	-
			Raposinha-do-campo	<i>Lycalopex vetulus</i>	B, C	9	-	-	NT
		Felidae	Gato-doméstico	<i>Felis catus*</i>	A, C	9	-	-	-
			Jaguaririca	<i>Leopardus pardalis</i>	C	1	-	-	LC
	Cetartiodactyla	Bovidae	Boi	<i>Bos taurus</i>	C	4	-	-	-
		Cervidae	Veado-mateiro	<i>Mazama americana</i>	C	1	-	-	DD
	Chiroptera	Chiroptera NI	Morcego	Chiroptera NI	A, B	4	-	-	-

	Cingulata	Chlamyphoridae	Tatu-peba	<i>Euphractus sexcinctus</i>	A, B, C	5	-	-	LC
		Dasypodidae	Tatu-galinha	<i>Dasypus novemcinctus</i>	C	8	-	-	LC
		Cingulata NI	Tatu não identificado	Cingulata NI	A	1	-	-	-
	Didelphimorphia	Didelphidae	Gambá-de-orelha-branca	<i>Didelphis albiventris</i>	A, B	8	-	-	LC
			Cuíca-de-cauda-grossa	<i>Lutreolina crassicaudata</i>	A, B	2	-	-	LC
			Didelphimorphia NI	Didelphimorphia NI	A	1	-	-	-
	Lagomorpha	Leporidae	Tapiti	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	A, B	5	-	-	EN
			Lebre-europeia	<i>Lepus europaeus*</i>	A, B, C	10	-	-	LC
	Mammalia NI	Mammalia NI	Mamífero não identificado	Mammalia NI	A	6	-	-	-
	Perissodactyla	Equidae	Cavalo	<i>Equus caballus</i>	C	1	-	-	-
		Tapiridae	Anta	<i>Tapirus terrestris</i>	B, C	14			VU
	Pilosa	Myrmecophagidae	Tamanduá-bandeira	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	C	6			VU
	Primates	Cebidae	Macaco-prego	<i>Sapajus nigritus</i>	C	2	-	-	NT
	Rodentia	Akodontidae	Akodontidae NI	Akodontidae NI	A	1	-	-	-

		Dasyproctidae	Cutia	<i>Dasyprocta azarae</i>	C	2	-	-	DD
		Roedor NI	Roedor NI	Roedor NI	A	2	-	-	-
NI	NI	NI	NI	Animal NI	A	4	-	-	-
		Lagarto NI	Lagarto NI	Lagarto NI	A	1	-	-	-
		Amphisbaenidae	Anfisbena	<i>Amphisbaena sp.</i>	B	1	-	-	-
		Dipsadidae/Coleubridae	Dormideira-cinzenta	<i>Dipsas neuwiedi</i>	B	1	-	-	LC
			Cobra-de-capim	<i>Erythrolampus poecilogyrus</i>	B	1	-	-	LC
			Falsa-coral	<i>Oxyrhopus sp.</i>	B	1	-	-	-
			Rabo-de-pavio	<i>Apostolepis sp.</i>	B	1	-	-	-
			Muçurana	<i>Clelia sp.</i>	B	1	-	-	-
		Teiidae	Teiú	<i>Salvator merianae</i>	B	5	-	-	LC
		Viperidae	Jararaca-caiçaca	<i>Bothrops moojeni</i>	B	1	-	-	LC
			Jararaca	<i>Bothrops sp.</i>	B	5	-	-	-
Total de colisões veiculares:						212			

Considerando os conjuntos de dados (primários e secundários), dos 15 *clusters* de colisões encontrados, sete (46,7%) coincidem com *hotspots* obtidos apenas utilizando os dados da pesquisa (Figura 18).



Figura 18: Destaque para os *hotspots* de colisões veiculares comuns encontrados no banco de dados da pesquisa e em relação à análise dos dados secundários na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

Considerando as colisões detectadas pela pesquisa (dados primários), 66% ($n = 33$) estão a um raio de 1 km das passagens de fauna. De forma semelhante, ao considerar o total de colisões, incluindo os dados secundários, 61% dos eventos ocorreram neste raio de distância (Figura 19).

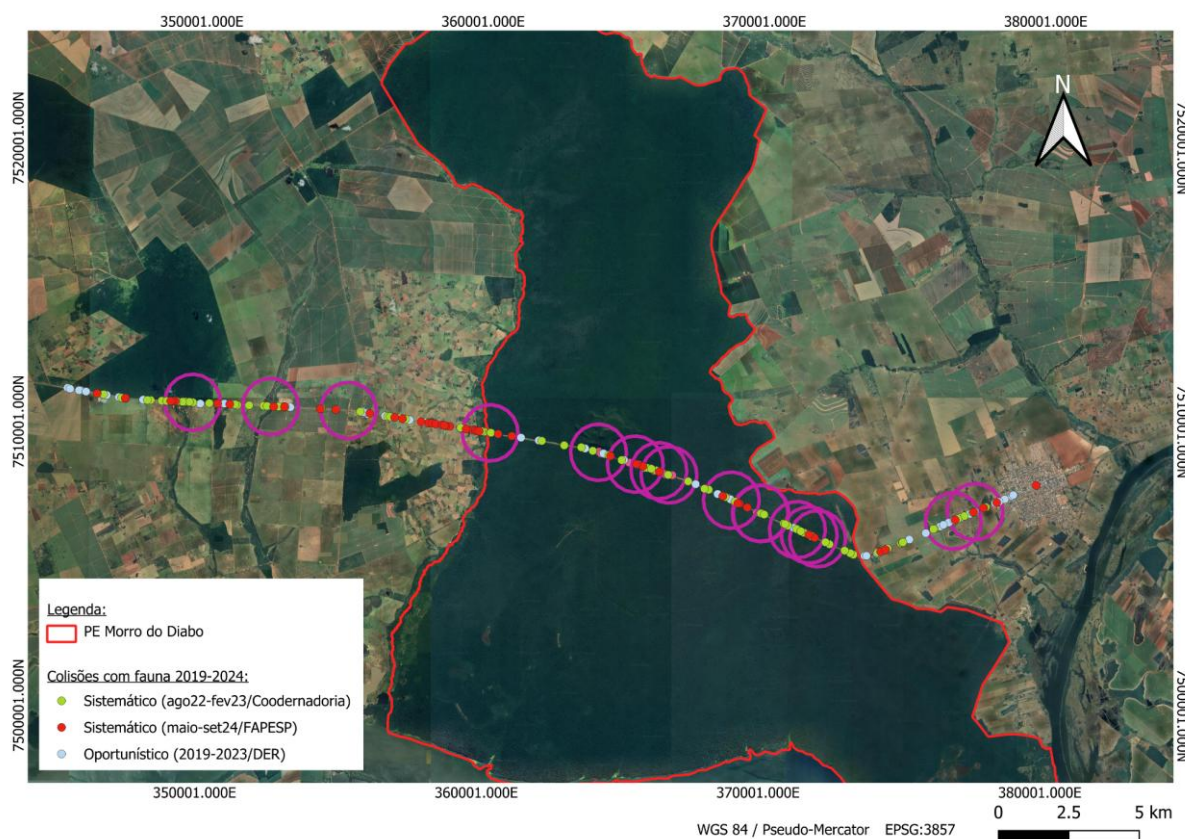


Figura 19: Colisões veiculares a um *buffer* de 1 km das PIFs considerando coleta de dados sistemáticos e oportunistas de 2019 a setembro 2024 na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

Ao analisar a distribuição das colisões considerando os três conjuntos de dados em relação às medidas de mitigação placas, lombadas, radares, ondulações transversais e semáforos, foram identificadas 59 estruturas desse tipo ao longo dos trechos. Dentre todos os registros de atropelamentos, 20,75% ($n = 44$) ocorreram em um raio de 100 metros dessas medidas de mitigação (Tabela 11).

Tabela 11: Número de colisões em *buffer* de 100m das medidas de mitigação secundárias na rodovia SP-613, Teodoro Sampaio, SP.

Medida de mitigação	Quantidade de ao longo dos 37 km	Número de colisões em <i>buffer</i> de 100m (dados primários)	Número de colisões em <i>buffer</i> de 100m (dados da Coordenadoria)	Número de colisões em <i>buffer</i> de 100m (dados do DER)	Número de colisões em <i>buffer</i> de 100m (Total)
Placas	32	3	16	6	25

Lombadas	14	2	5	8	15
Radares	2	0	0	0	0
Ondulações transversais e linhas de estímulo à redução de velocidade	8	1	2	0	3
Semáforos	3	1	0	0	1
Total	59	7	23	14	44

4. DISCUSSÃO

Os dados de monitoramento das passagens de fauna e cercas amostradas durante o período deste estudo sugerem que as PIFs têm sido utilizadas por poucas espécies, em geral, generalistas, as quais atravessam repetidamente e diversas vezes. Apesar de haverem espécies de grande porte ameaçadas de extinção registradas no entorno das passagens detectadas pelas câmeras nos finais de cerca, em geral adentrando a mata ou direcionando-se para a rodovia, estas não utilizaram as passagens. Ao comparar com dados prévios, tem-se um registro de onça-pintada na PIF 4 após sete meses de monitoramento (Coordenadoria do Meio Ambiente, 2022), mas ainda não há nenhum registro para as antas, por exemplo. O comportamento de antas se deslocando em direção a rodovia, registrado durante o monitoramento de cercas e através de pegadas, também reforça a hipótese de que as cercas curtas não têm sido eficazes para direcionar a fauna para travessias seguras, especialmente considerando espécies de grande porte e ameaçadas de extinção.

Em estudo realizado na Costa Rica, Villalobos-Hoffman et al. (2022) identificaram que o uso ou a falta de uso das passagens de fauna é inversamente correlacionado com a mortalidade por atropelamentos, ou seja, quanto maior a frequência de uso dessas estruturas, menor tende a ser a mortalidade por colisões com veículos, e vice-versa. Neste estudo, os autores destacam que, quando adequadamente projetadas, colocadas e monitoradas, as passagens mostram-se eficazes na mitigação da mortalidade por colisões veiculares para espécies que

efetivamente as utilizam como rota de travessia. Assim, os elevados índices históricos de colisões com antas e onças na SP-613 podem refletir o baixo uso das PIFs por estas espécies. Também é importante considerar que a construção dos cercamentos contínuos pode funcionar como uma barreira que impede os animais de acessarem o habitat do outro lado da rodovia para as espécies que não utilizarem as passagens de fauna (Huijser, 2007). Portanto, é necessário um monitoramento contínuo local das PIFs após a implementação dos novos cercamentos para entender sua dinâmica na conexão dos fragmentos de vegetação.

Para Goldingay et al. (2022), as passagens de fauna possuem um valor genérico para uma variedade de mamíferos de médio a grande porte. Porém, alguns fatores podem explicar o baixo uso das PIFs, como a ausência de vegetação florestal imediata às estruturas e, principalmente, o comprimento das cercas de condução. As PIFs localizadas no PEMD não possuem vegetação florestal em suas entradas e apresentam um grande espaçamento com gramíneas, o que pode desestimular a fauna a ser atraída para utilização das passagens. Isso porque o habitat adjacente possui importância no uso das passagens subterrâneas, que devem ser localizadas mais próximas de áreas de vegetação natural ou restauradas (Clevenger e Waltho, 2000; McDonald e St Clair, 2004).

Para as cercas, apesar de representarem uma estratégia relevante para a mitigação da mortalidade de fauna em rodovias (Seiler et al., 2016; Rytwinski et al., 2016; Spanowicz et al., 2020), sua efetividade depende de seu local de instalação e de serem projetadas com *design* e extensão adequadas (Huijser, 2007; Ford et al., 2011; Gagnon et al., 2015). Huijser et al. (2016) descobriram que cercas com extensão mínima de 5 km são mais efetivas para reduzir as colisões com grandes mamíferos nas estradas. Plante et al. (2019) também encontraram que cercamentos curtos não foram efetivos em reduzir o número de colisões, e observaram maior quantidade de atropelamentos nos finais de cercas do que ao comparar com seções cercadas e não cercadas. Para Spanowicz et al. (2020), a instalação de muitas cercas curtas nas rodovias, como no caso do PEMD, pode ser menos eficaz devido ao efeito dos finais de cerca (*fence-ending*), quando os animais se locomovem ao redor das extremidades das estruturas com facilidade. O alto nível de atropelamentos nas extremidades das cercas também foram descritos por Clevenger et al. (2001), McCollister e van Manen (2010) e van der Ree et al. (2015).

As cercas do trecho da área de estudo apresentam extensão significativamente abaixo das recomendações da literatura para uma mitigação efetiva de atropelamentos, além de cobrirem uma proporção reduzida da extensão total da rodovia que atravessa o PEMD. Outro fator crítico para o funcionamento das cercas é a forma que são terminadas (van der Ree et al., 2015). As extremidades retas nas estruturas da área de estudo, sem dispositivos que direcionem os animais às passagens de fauna, favorecem a entrada na área de domínio da rodovia justamente pelos efeitos dos finais de cerca. Dessa forma, a predominância de cercas curtas no PEMD pode comprometer significativamente o uso adequado das passagens e contribuir para a persistência das colisões com fauna silvestre, uma vez que, sem um planejamento criterioso, a simples instalação de cercas, especialmente quando curtas e desconectadas, pode não contribuir para travessias seguras de fauna.

Apesar dos investimentos em cercamentos e passagens de fauna serem mais onerosos que outras medidas como placas e controles de velocidade, existe um custo-benefício considerando a economia na prevenção de acidentes com a fauna. Em 2013, Huijser et al. apontaram que, em determinados trechos rodoviários do Brasil, especialmente no Estado de São Paulo, as medidas de mitigação, como o cercamento aliado a passagens de fauna, podem ser economicamente vantajosas, gerando economia para a sociedade ao reduzir colisões com grandes mamíferos. Ao considerar apenas os custos de reparo veicular em acidentes com capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*), os autores verificaram que, a partir de certos limiares de atropelamentos por quilômetro por ano, essas intervenções passam a oferecer mais benefícios do que custos. Mais recentemente, com base em um monitoramento de três anos em rodovias no Mato Grosso do Sul, Ascensão et al. (2021) demonstraram que a implementação de cercas rodoviárias, é uma medida economicamente viável a curto e médio prazo, ao estimarem que os investimentos para a mitigação de todas as estradas estudadas seriam compensados em 16 a 40 anos e, para pontos críticos de mortalidade, em nove a 25 anos, considerando a redução nos custos de danos materiais em veículos após colisões com fauna.

Nos Estados Unidos, Donaldson e Elliott (2020) estimaram que os benefícios da redução de acidentes após a instalação de cercas excederam os custos da cerca em 1,8 anos, resultando em uma economia média de mais de US\$ 2,3 milhões. As cercas estiveram associadas a redução média de 92% dos acidentes, além de terem

aumentado a travessia de mamíferos em 165% nas passagens inferiores de fauna e 81% nos bueiros adaptados.

Para as estruturas de mitigação de baixo custo, como as placas, lombadas, radares e redutores de velocidade, o fato de ainda existirem colisões registradas em um raio de 100m de cada estrutura, sugere que estas pode não estar sendo totalmente eficazes na redução de colisões, o que é encontrado em outros estudos (Al-Ghamdi e AlGadhi, 2004; Andini et al., 2020; Dumalakas et al., 2025; lio et al., 2022). Apesar de poderem exercer certo papel na redução da velocidade dos condutores, a redução é mínima e pode não se relacionar com evitações de acidentes nas rodovias (Al-Ghamdi e AlGadhi, 2004; Andini et al., 2020; Dumalakas et al., 2025) além de também existir o viés de habituação dos condutores às estruturas (Putman et al., 2004; Bond et al., 2013; Ahmed e Ahmed, 2022).

O trecho da SP-613 estudado possui uma combinação de barreiras físicas como cercas associadas às passagens de fauna e placas de sinalização, medidas que, quando bem planejadas e executadas, podem se mostrar eficazes na redução de colisões. Pesquisas mostram que a combinação de intervenções, como barreiras físicas e sinalização, pode alcançar maior sucesso na redução de colisões (Huijser e McGowen, 2010; Rytwinski et al., 2016). Assim, ao integrar múltiplas estratégias de forma planejada e adequada, é possível mitigar os impactos das rodovias na biodiversidade e, ao mesmo tempo, melhorar a segurança viária. Por exemplo, um estudo na Coreia do Sul implementou uma combinação de cercas, placas e radares de velocidade, resultando em uma redução de 80,2% nos acidentes com atropelamentos (Kim et al., 2023). Da mesma forma, um estudo na Tasmânia descobriu que a integração dessas medidas com modificações no projeto de rodovias aumentou ainda mais sua eficácia (Lester, 2015).

Porém, para a implementação de ações de conservação, é necessário avaliar os locais de maior impacto positivo, sendo que estimar o número de colisões e seus padrões espaciais é essencial para embasar medidas de mitigação eficazes (Abra et al., 2021). Após instaladas, é recomendado desenvolver e implementar diretrizes para avaliar a efetividade das medidas, buscando apontar a necessidade de adaptações ou melhorias, e até da implementação de novas medidas (Huijser et al., 2007). Isso

porque a eficácia dessas intervenções é dependente de um alinhamento adequado das ações, considerando as características específicas do grupo-alvo ou espécie.

Bager e Fontoura (2013), ao avaliarem a eficácia de um trecho rodoviário com 19 PIFs e cercamentos associados, perceberam que, após a instalação dessas medidas, as taxas de mortalidade mantiveram-se estáveis em comparação ao período anterior, com exceção de um dos 32 táxons afetados. Com isto, os autores sugerem uma série de modificações no projeto inicial para aumentar a efetividade dessas medidas, de modo que os estudos aplicados fornecem dados para o desenvolvimento de ações de conservação mais eficazes. Assim como neste estudo, apesar de um alto número de medidas de mitigação estarem implementados no trecho de rodovia que transpõe o PEMD, as colisões permanecem em um grande número, o que pode sugerir a necessidade de alterações para seu maior sucesso. O Trecho C, por exemplo, é o mais afetado em número de colisões, mas possui apenas três PIFs, as quais não possuem cercas associadas.

O cachorro-do-mato e o gambá-de-orelha-branca destacaram-se como as espécies mais impactadas pelas colisões identificadas neste estudo, corroborando achados de outras pesquisas que também as apontam como as vítimas mais frequentes de atropelamentos (Souza et al., 2010; Ferreira et al., 2014; Abra et al., 2021; Cirino et al., 2022; Campos e Silva, 2023; Santos et al., 2023; Santos Neta et al., 2023) e sendo indicados por Grilo et al. (2018) como os mamíferos silvestres com maiores taxas de atropelamento do país. A ocorrência elevada de atropelamentos dessas espécies pode estar relacionada à sua abundância, caráter generalista e adaptação a áreas antropizadas (Dotta e Verdade, 2011; Reis et al., 2014). Embora possuam ampla distribuição geográfica e não figurem como espécies ameaçadas de extinção, o declínio populacional desses animais pode acarretar a perda de serviços ecossistêmicos relevantes (Reis et al., 2014).

No que concerne ao cachorro-do-mato, o estudo de Abra (2019) indicou que o município de Teodoro Sampaio apresenta uma probabilidade de 70% ou superior de conter trechos críticos para atropelamentos da espécie, o que converge com a alta frequência de colisões envolvendo esse animal observada no presente estudo. Neste estudo, Abra também identificou resultado semelhante para a jaguatirica que, embora não tenha sido registrada durante o monitoramento de fauna atropelada neste estudo,

já foi vítima de atropelamentos em anos anteriores, conforme dados do Departamento de Estradas de Rodagem (DER).

Estes resultados refletem um trecho de 39,50% de toda a rodovia SP-613, que apesar de possuir baixo fluxo de carros, apresenta alto fluxo de caminhões. Embora o presente estudo não tenha registrado atropelamentos de espécies emblemáticas da biodiversidade local ameaçadas de extinção, como a anta, o tamanduá-bandeira e a onça-pintada, é importante ressaltar que o período de monitoramento foi relativamente curto, com duração total de 25 dias. Dessa forma, os dados coletados representam apenas um recorte temporal do cenário real de colisões de fauna na região, ressaltando que essas espécies já foram vitimadas em diversas ocasiões anteriores.

Adicionalmente, destaca-se a elevada taxa de mortalidade na rodovia SP-613 para a anta e a onça-pintada. Monitoramentos não sistematizados realizados entre 2002 e 2010 registraram 13 atropelamentos de anta, e entre 2015 e 2017, seis indivíduos, incluindo duas fêmeas lactantes (Faria e Pires, 2012; Faria et al., 2022). Além disso, a análise da base de dados de monitoramento oportunístico do DER, no período de 2019 a 2023, apresentou registro de 15 antas como vítimas de colisões. Em 2022 e 2023, as colisões com antas também foram noticiadas na mídia, vitimando uma fêmea lactante em 2022 e um macho em 2023 (Marinelli e Munhoz, 2022; G1 Notícias, 2023). Tais impactos podem ser irreversíveis para a população de antas, que, de acordo com o estudo de Medici (2010), considerando sua taxa de natalidade e população estimada no PEMD, associado à mortalidade de 6 indivíduos/ano (Faria e Pires, 2012), teria sua população extinta localmente em 38 anos.

No que se refere às onças-pintadas, foram registradas duas colisões em um intervalo de menos de uma semana, em abril de 2023 (Bosisio, 2023a, 2023b). É importante salientar que esses registros não foram encontrados no banco de dados disponibilizado pelo DER à plataforma e-Ambientes, o que indica que as colisões apresentadas no banco de dados secundários não refletem completamente o histórico de acidentes na área de estudo. Essa lacuna sugere que outras colisões podem não ter sido devidamente registradas, e, conseqüentemente, não constam nos bancos de dados utilizados nas análises complementares. Ademais, a ausência de registros de mortalidade por colisões pode mascarar um efeito barreira a partir da relutância dos

animais em cruzarem a estrada ou até mesmo um elevado declínio populacional local (Ascensão et al., 2019).

A taxa de atropelamento registrada no presente estudo (0,0021 atropelamentos/km/dia) é significativamente inferior às reportadas em outros estudos realizados em UCs que, quando informadas, variaram de 0,0652 atropelamentos/km/dia (Bomfim et al., 2024) a 0,153 atropelamentos/km/dia (Bager e Fontoura, 2013). Essa discrepância pode ser interpretada como um indicativo positivo da eficácia das medidas de mitigação existentes na área de estudo atual e a menor velocidade máxima permitida na via de estudo (70 km/h), inferior à maioria da velocidade das vias de outros estudos (90-100 km/h). Entretanto, mesmo diante dessa taxa reduzida, é importante destacar que espécies ameaçadas de extinção ainda estão entre as vítimas, o que corrobora com Bager e Fontoura (2013), que acompanharam a efetividade de 19 passagens inferiores e cercas na ESEC do Taim e ainda assim registraram significativa mortalidade de mamíferos de médio porte, incluindo espécies ameaçadas. Destaca-se que a variabilidade de esforço amostral dos estudos, especialmente quando não são detalhados o período real de monitoramento, mas sim apenas o intervalo entre o primeiro e último mês de estudos, dificulta comparações diretas entre os estudos, pois, muitas vezes, não são informadas as taxas de atropelamentos obtidas.

Entende-se que o número de registros de colisões veiculares deste estudo é um valor subestimado, que reflete apenas uma amostra da real quantidade de eventos que ocorre na área de estudo. Isso porque, além do reduzido esforço amostral, devem ser considerados outros fatores como a detecção do observador, relacionada ao método de amostragem, tamanho da carcaça e eficiência do observador, e o tempo de persistência de carcaças, período no qual a carcaça permanece detectável, antes de sua remoção devido ao pelo volume de tráfego, clima e animais removedores (Ratton et al., 2014; Santos et al., 2016). No caso de animais necrófagos, os carcarás são espécies que comumente ocupam áreas no entorno da rodovia, atraídas pela disponibilidade de carcaças (Arévalo et al., 2017; Silveira et al., 2018; Orozco-Valor et al., 2024), e que foram frequentemente avistados na área de estudo. Além disso, após a colisão, os animais podem ser lançados para fora da rodovia, ou, em caso de animais de maior porte, se deslocarem para fora da via e morrerem fora da faixa de detecção, o que impede sua contabilização nas amostragens (Huijser et al., 2006;

Román et al., 2024). Especialmente para espécies pequenas, sua detectabilidade é menor (Santos et al., 2016), estando os anfíbios, em diversos estudos, entre os mais afetados por colisões (Glista et al., 2008), mas não tendo sido registrados anfíbios neste monitoramento, fato provavelmente associado à sua baixa detectabilidade.

No caso de espécies raras e com populações pequenas, os eventos de atropelamento podem ser mais espaçados temporalmente, dificultando sua amostragem quando os esforços de monitoramento não são contínuos temporalmente (Santos et al., 2011; Santos et al., 2015) - porém, a remoção destes indivíduos traz grandes impactos para a viabilidade populacional (Grilo et al., 2021; Moore et al., 2023).

A diferença estatística significativa nas taxas de colisões entre os trechos estudados, em que o Trecho C apresenta uma taxa de atropelamentos por quilômetro substancialmente maior do que os demais, com diferença mais pronunciada entre os Trechos A e C, sugere que fatores específicos dos trechos podem estar contribuindo para o aumento do risco de colisões. Esses resultados podem ser interpretados considerando as características ambientais e de tráfego de cada trecho. O Trecho A, apesar de possuir velocidade máxima de 100 km/h em parte de sua extensão, atravessa predominantemente uma área urbana, com velocidade permitida entre 40 a 60 km/h em seus cinco quilômetros iniciais e onde a velocidade real dos veículos tende a ser reduzida devido à presença de semáforos, lombadas e cruzamentos com outras vias. Essas condições contribuem para a diminuição da velocidade média dos condutores, o que pode reduzir a probabilidade dos atropelamentos de fauna, que são eventos relacionados com a velocidade do veículo, já que diminuem o tempo de resposta de frenagem do condutor (Collinson et al., 2019). Além disso, o Trecho A apresenta menor diversidade faunística encontrada no monitoramento de fauna atropelada, especialmente de espécies silvestres, o que naturalmente reduz o risco de colisões com animais, tendo sido registradas apenas colisões com pequenas aves, roedores e morcegos.

Em contraste, o Trecho C, que apresentou a maior taxa de atropelamentos, possui velocidade máxima de 100 km/h, maior uso de solo para agricultura e menor interferência urbana, favorecendo a ocorrência de colisões com fauna, especialmente com espécies silvestres que habitam esse tipo de ambiente. A maior diversidade de

espécies encontradas nesse trecho pode estar relacionada com o aumento da frequência de travessias de animais, elevando o risco de atropelamentos. Esses achados sugerem que fatores como o contexto urbano, a velocidade dos veículos e a composição da fauna local podem influenciar a ocorrência de colisões com a fauna em rodovias, corroborando os achados por Plante et al. (2019), Kent et al. (2021), Santos et al. (2022) e Mariki et al. (2024).

Em geral, rodovias que margeiam ou adentram áreas protegidas tendem a apresentar taxas de atropelamentos mais altas do que em áreas urbanas, por abrigarem alta biodiversidade de espécies e densas populações em seu habitat conservado, com maior abundância de recursos, e pelo potencial de dispersão da fauna entre os fragmentos de vegetação separados por estradas (Santos et al., 2023; Alvarenga et al., 2024). Neste estudo, apesar de abrigar maior riqueza e diversidade faunística, especialmente de espécies ameaçadas de extinção, o trecho de área protegida apresentou números de colisões inferiores ao trecho de área mais urbana e agrícola. Estes resultados corroboram com os encontrados por Miranda et al. (2025) que, em estudo conduzido no Parque Nacional da Chapada da Diamantina, detectaram que a maioria dos pontos críticos de atropelamentos estava localizada fora da Unidade de Conservação, sugerindo que isto indica uma evitação dos animais à rodovia nestes trechos. Os autores também encontraram que um número maior de variáveis antrópicas da paisagem, incluindo área urbana e agricultura, estão mais relacionadas aos pontos críticos de atropelamentos do que variáveis de paisagem natural, como florestas, sugerindo que o número de colisões com a fauna aumenta em áreas de agricultura e diminui em áreas de floresta.

Em 2024, os dados obtidos pela pesquisa indicaram a ocorrência de 50 atropelamentos em apenas 25 dias de monitoramento (média de duas colisões por dia), sugerindo que o impacto das colisões sobre as populações de fauna local pode ser ainda mais severo do que estimativas anteriores apontavam (Valladares-Padua et al., 1995; Faria e Moreni, 2000; Faria e Pires, 2012; Faria et al., 2022). O aumento na frequência de atropelamentos, em comparação com dados históricos, pode estar relacionado tanto ao crescimento do fluxo de veículos na rodovia quanto à maior sistematização e rigor do monitoramento realizado neste estudo. Porém, apesar da implementação de medidas de mitigação ao longo do trecho, as colisões com a fauna persistem, evidenciando limitações na efetividade dessas ações.

Com a instalação de cercamentos contínuos, espera-se restringir o acesso dos animais à pista, promovendo uma redução significativa nos índices de atropelamento. No entanto, ressalta-se a necessidade de monitoramento contínuo após a implementação dessas intervenções, especialmente nas passagens de fauna, a fim de avaliar se as diferentes espécies passam a utilizá-las efetivamente ou se, ao contrário, ocorre uma fragmentação dos habitats caso algumas espécies evitem atravessar para o outro lado por meio dessas estruturas.

Este é o primeiro estudo em que as passagens de fauna e cercas do trecho da SP-613 que corta o Parque Estadual Morro do Diabo foram monitorados. Anteriormente, Faria et al. (2022) aferiram durante 3 meses, duas vezes por semana, as pegadas presentes fora e dentro das passagens, através de bancos de pegadas e constataram, na entrada deles, pegadas de cachorro-do-mato, mão-pelada, antas, veado, pequenas aves e, provavelmente, jaguatiricas. No atual monitoramento, veados, aves e jaguatiricas foram identificados utilizando as passagens, mas não houveram registros para cachorro-do-mato, mão-pelada ou anta.

Ainda em 2012, Faria e Pires defendiam que as medidas de mitigação implementadas não haviam sido suficientes para a conservação da fauna, apesar de que, segundo os autores, as medidas até então adotadas tenham reduzido os atropelamentos em cerca de 40%. De modo semelhante, apesar deste estudo ter identificado um número de atropelamentos reduzido e concentrado em espécies de pequeno porte e generalistas de habitat, percebeu-se que o número de atropelamentos no Trecho C foi maior do que no trecho interno ao Parque. Além disso, os *hotspots* de atropelamentos foram localizados próximos, mas não coincidentes às PIFs, o que pode sugerir uma certa efetividade, mesmo que baixa, para a redução das colisões locais. Apesar disso, as colisões no entorno das PIFs continuam acontecendo. Para espécies ameaçadas, como a anta e a onça-parda, mesmo baixos níveis de mortalidade são significativos para a persistência da população (Medici, 2010). Assim, espera-se que, com o término da instalação dos cercamentos contínuos e o efetivo monitoramento de sua efetividade, a fauna do PEMD esteja mais protegida e possa utilizar as PIFs com segurança.

A curva de acumulação de espécies aproximou-se da estabilidade, mas ainda apresentava inclinação ascendente ao final do estudo, o que indica que algumas

espécies de mamíferos locais ainda não foram detectadas. A curva de colisões, apesar de iniciar com detecção rápida de espécies, alcança o platô mais cedo e apresenta a faixa de confiança mais ampla, o que indica número reduzido de registros e baixo esforço amostral, relacionado a uma maior incerteza sobre a verdadeira riqueza captada por esse método. As PIFs + cercas, por sua vez, revelam potencial de coleta mais prolongado. A comparação direta entre as curvas evidencia que as diferenças na riqueza observada refletem sobretudo o desbalanceamento no esforço amostral, isso porque o método de atropelamento teve como esforço amostral cerca de 49h distribuídas em 25 dias, o que restringe o número de carcaças registradas, reduz a probabilidade de detectar táxons mais raros e explica tanto a riqueza modesta quanto a ampla faixa de confiança exibida pela curva correspondente. Assim, poucas espécies registradas em atropelamentos não significam que poucas espécies são, de fato, vítimas de colisões. Já o conjunto PIFs + cercas operou ininterruptamente, 24h por dia durante três meses, acumulando um volume muito maior de registros. Esse esforço contínuo eleva a chance de capturar espécies de hábitos noturnos ou de baixa abundância, justificando a curva mais elevada e a projeção que ultrapassa quarenta espécies. Logo, o aparente contraste entre os métodos não implica que a fauna detectada em PIFs + cercas seja intrinsecamente mais diversa do que a afetada por atropelamentos, mas evidencia que a intensidade e a duração do monitoramento determinam o quão perto foi possível amostrar da verdadeira riqueza das espécies. Quando os três bancos são combinados, nota-se que a ampliação do esforço gera estimativas mais completas e precisas da diversidade local, minimizando possíveis vieses introduzidos por amostragens desiguais.

Por fim, é essencial reconhecer que nem todas as medidas de mitigação produzem resultados uniformes para diferentes espécies e ambientes. Assim, o monitoramento contínuo e a gestão adaptativa são cruciais para otimizar os esforços de conservação da vida selvagem. Espera-se que com as obras de instalação dos novos cercamentos contínuos, estas e outras falhas estruturais, como buracos nas cercas e postes dos finais de cercas caídos, sejam resolvidas e haja frequente vistoria e manutenção destas estruturas, permitindo maior segurança para a fauna local.

5. CONCLUSÕES

- No monitoramento de cercas e PIFs foram registradas 31 espécies, 22 mamíferos, oito aves e um réptil, incluindo oito espécies classificadas em algum grau de ameaça, das quais apenas duas foram registradas utilizando as PIFs.
- No monitoramento de fauna atropelada foram registradas 50 colisões veiculares nos 37 km de rodovia monitorados, 31 de mamíferos, 14 de aves, 1 de réptil e 4 cujas classes não foram possíveis identificar devido ao avançado estágio de decomposição das carcaças.
- Foram identificadas 16 espécies de fauna vítimas das colisões, 14 delas silvestres e 2 domésticas, sendo que apenas uma delas, o tapiti (*Sylvilagus* sp.), é considerada ameaçada de extinção.
- Os trechos B (dentro do PEMD) e C (limite oeste do PEMD) tiveram maior número de colisões encontradas, sendo, respectivamente, 28% (n = 14) e 56% (n = 28). .
- Foi identificado um padrão de concentração de colisões em trechos específicos, com nove *clusters* de colisões, cinco no trecho C, três no trecho B e um no trecho A.
- A permanência de colisões veiculares no trecho e o baixo uso das PIFs pela maioria das espécies amostradas sugerem a baixa eficácia das medidas de mitigação existentes, reforçando a necessidade da continuidade do monitoramento do trecho após a instalação dos cercamentos contínuos na via.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abra, F. D. (2012). Monitoramento e avaliação das passagens inferiores de fauna presentes na rodovia SP-225 no município de Brotas, São Paulo (Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo).

Abra, F. D., Granziera, B. M., Huijser, M. P., Ferraz, K. M. P. M. D. B., Haddad, C. M., e 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*, 14(4), e0215152.

Abra, F. D. (2019). Mammal-vehicle collisions on toll roads in São Paulo State: implications for wildlife, human safety and costs for society (Dissertação de doutorado, Universidade de São Paulo), 257p.

Abra, F. D., da Costa Canena, A., Garbino, G. S. T., & Medici, E. P. (2020). Use of unfenced highway underpasses by lowland tapirs and other medium and large mammals in central-western Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 18(4), 247-256.

Abra, F. D., Huijser, M. P., Magioli, M., Bovo, A. A. A., Ferraz, K. M. P. M. B. (2021). An estimate of wild mammal roadkill in São Paulo state, Brazil. *Heliyon*, 7(1).

Abreu, E. F., Casali, D., Costa-Araújo, R., Garbino, G. S. T., Libardi, G. S., Loretto, D., Loss, A. C., Marmontel, M., Moras, L. M., Nascimento, M. C., Oliveira, M. L., Pavan, S. E., e Tirelli, F. P. (2024). Lista de Mamíferos do Brasil (2024-1) [Data set]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.14536925>

Ahmed. I., Ahmed., M. M. (2022). 4. Investigating the Safety Effectiveness of Wildlife–Vehicle Crash Countermeasures using a Bayesian Approach with a Comparison between Carcass Removal Data and Traditional Crash Data. *Transportation Research Record*.

Alamgir, M., Campbell, M. J., Sloan, S., Goosem, M., Clements, G. R., Mahmoud, M. I., & Laurance, W. F. (2017). Economic, socio-political and environmental risks of road development in the tropics. *Current Biology*, 27(20), R1130–R1140.

Al-Ghamdi, A. S., e AlGadhi, S. A. (2004). Warning signs as countermeasures to camel–vehicle collisions in Saudi Arabia. *Accident Analysis e Prevention*, 36(5), 749-760.

Alvarenga, A. C., Entringer Jr, H., e Srbek-Araujo, A. C. (2024). Influence of landscape and seasonality on roadkill of wild vertebrates in the surroundings of a protected area of the high-altitude Atlantic Forest. *Discover Conservation*, 1(1), 16.

Alves, F. D. A., Teixeira, C. R., Barbosa, L., e A, J. (2021). Overview of roadkills in the Serra da Macaca Park Road (SP-139), state of São Paulo, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 111, e2021030.

Andini, F., Kusumastutie, N., Purwanto, E., Rusmandani, P., e Yusup, L. (2020). The Effectiveness of Speed Limit Sign and Marking as the Speed Management Devices. In *2nd International Symposium on Transportation Studies in Developing Countries (ISTSDC 2019)* (pp. 139-142). Atlantis Press.

Andrade, E. V. E., e de Moura, G. J. B. (2011). Proposta de manejo das rodovias da REBIO Saltinho para mitigação do impacto sobre a anurofauna de solo. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 2(2), 24-38.

Arévalo, J. E., Honda, W., Arce-Arias, A., e Häger, A. (2017). Spatiotemporal variation of roadkills show mass mortality events for amphibians in a highly trafficked road adjacent to a national park, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 65(4), 1261-1276.

Ascensão, F., Kindel, A., Teixeira, F. Z., Barrientos, R., D'Amico, M., Borda-de-Água, L., e Pereira, H. M. (2019). Beware that the lack of wildlife mortality records can mask a serious impact of linear infrastructures. *Global Ecology and Conservation*, 19, e00661.

Ascensão, F., Yogui, D. R., Alves, M. H., Alves, A. C., Abra, F., e Desbiez, A. L. (2021). Preventing wildlife roadkill can offset mitigation investments in short-medium term. *Biological Conservation*, 253, 108902.

Bager, A., Fontoura, V. (2013). Evaluation of the effectiveness of a wildlife roadkill mitigation system in wetland habitat. *Ecological Engineering*, 53, 31-38.

Barthelmess, E. L., e Brooks, M. S. (2010). The influence of body-size and diet on road-kill trends in mammals. *Biodiversity and Conservation*, 19(6), 1611-1629.

Batista, G., Rascon, N., e Rosa, C. (2022). Vertebrados atropelados na BR-163, entorno da Floresta Nacional do Tapajós, Pará: influência dos padrões espaciais e climáticos. *Biodiversidade Brasileira*, 12(01), 200-219.

Beckmann J. P., Clevenger A. P., Huijser M. P., Hilty J. A. (2010). Safe Passages: highways, wildlife, and habitat connectivity. *Island Press*, Washington, USA.

Benten, A., Hothorn, T., Vor, T., e Ammer, C. (2018). Wildlife warning reflectors do not mitigate wildlife–vehicle collisions on roads. *Accident Analysis e Prevention*, 120, 64-73.

Bíl, M., Andrášik, R., Svoboda, T., & Sedoník, J. (2016). The KDE+ software: a tool for effective identification and ranking of animal-vehicle collision hotspots along networks. *Landscape ecology*, 31, 231-237.

Bissonette, J. A., e Rosa, S. (2012). An evaluation of a mitigation strategy for deer-vehicle collisions. *Wildlife Biology*, 18(4), 414-423.

Blackburn, A., Heffelfinger, L. J., Veals, A. M., Tewes, M. E., & Young Jr, J. H. (2021). Cats, cars, and crossings: The consequences of road networks for the conservation of an endangered felid. *Global Ecology and Conservation*, 27, e01582.

Bomfim, D. A. S., de Melo, C. M., e Madi, R. R. (2024). Wildlife Roadkill Hotspots on Roads Crossing Conservation Units (UC) in the State of Sergipe, Brazil. *Braz. J. Biol.* 84.

Bond, A. R., e Jones, D. N. (2013). Wildlife warning signs: public assessment of components, placement and designs to optimise driver response. *Animals*, 3(4), 1142-1161.

Borda-de-Água, L., Barrientos, R., Beja, P., & Pereira, H. M. (2017). Railway ecology (p. 320). *Springer Nature*.

Bosisio, L. (2023a). Espécie criticamente ameaçada, onça-pintada filhote morre atropelada em rodovia que corta o Parque Estadual do Morro do Diabo, em Teodoro Sampaio. G1 Presidente Prudente. Disponível em: <<https://g1.globo.com/sp/presidente-prudente-regiao/noticia/2023/04/24/especie-criticamente-ameacada-onca-pintada-filhote-morre-atropelada-em-rodovia-que-corta-o-parque-estadual-do-morro-do-diabo-em-teodoro-sampaio.ghml>>. Acesso em 10 Jun. 2025.

Bosisio, L. (2023b). Ameaçada de extinção, mais uma onça-pintada morre atropelada na rodovia que corta o Parque Estadual do Morro do Diabo; foi o 2º caso em menos de uma semana. G1 Presidente Prudente. Disponível em: <<https://g1.globo.com/sp/presidente-prudente-regiao/noticia/2023/04/28/ameacada-de-extincao-mais-uma-onca-pintada-morre-atropelada-na-rodovia-que-corta-o-parque-estadual-do-morro-do-diabo-foi-o-2o-caso-em-menos-de-uma-semana.ghtml>>. Acesso em 10 Jun. 2025.

BRASIL. Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000. Diário Oficial da União. p. 12026-12027, 19 de jul. 2000. Seção I. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. 2000.

Braz, V. D. S., e França, F. G. R. (2016). Wild vertebrate roadkill in the Chapada dos Veadeiros National Park, Central Brazil. *Biota Neotropica*, 16(1), e0182.

Campos, A., e Silva, A. G. C. (2023). Análise da fauna silvestre atropelada e da efetividade das estruturas de proteção da fauna na BR-487 ao lado da reserva biológica das Perobas, no Sul do Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 13(1).

Carvalho-Roel, C. F., Alves, G. B., de Almeida, A. T., Jácomo, R. A. M., Tôrres, N. M., & Silveira, L. (2021). Wildlife roadkill in the surroundings of Emas National Park, Cerrado biome, Brazil. *Oecologia Australis* (ISSN: 2177-6199).

Cavallet, I. C. R., Diele-Viegas, L. M., Mariotto, P. B., e Lange, R. R. (2023). Vertebrates' roadkill in the southern region of the Atlantic Forest, Paraná coast–Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 83, e263311.

Ceia-Hasse, A., Navarro, L. M., Borda-de-Água, L., & Pereira, H. M. (2018). Population persistence in landscapes fragmented by roads: Disentangling isolation, mortality, and the effect of dispersal. *Ecological modelling*, 375, 45-53.

Clevenger, A. P., Chruszcz, B., e Gunson, K. E. (2001). Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife society bulletin*, 646-653.

Clevenger, A. P., & Waltho, N. (2000). Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation biology*, 14(1), 47-56.

Cirino, D. W., Lupinetti-Cunha, A., Freitas, C. H., e de Freitas, S. R. (2022). Do the roadkills of different mammal species respond the same way to habitat and matrix?. *Nature conservation*, 47, 65-85.

Coffin, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of transport Geography*, 15(5), 396-406.

Collinson, W. J., Marneweck, C., e Davies-Mostert, H. T. (2019). Protecting the protected: reducing wildlife roadkill in protected areas. *Animal Conservation*, 22(4), 396-403.

Coordenadoria de Meio Ambiente do DER/SP. (2023). Relatório final - Monitoramento de passagens de fauna e fauna atropelada na rodovia Arlindo Bettio, SP-613. Documento Técnico RT-SP000613- S16-003. 52p.

Cortez, H. B., Nunes, F. G., e dos Santos, A. M. (2024). Fatores da paisagem potencializadores dos atropelamentos de fauna silvestre em um trecho da rodovia GO-080, Goiás - Brasil. *Revista Caminhos da Geografia*, v. 25, n. 97, p. 139-154.

Costa, H. C.; Bérnils, R. S. Répteis do Brasil e suas Unidades Federativas: Lista de espécies. (2018). *Herpetologia Brasileira*, 7(1).

Costa, A. C. G. L., e Gomides, S. C. (2024). Disentangling drivers of vertebrate roadkill in a protected area in the Amazon rainforest. *Austral Ecology*, 49(8), e13571.

Dean, W. R. J., Seymour, C. L., Joseph, G. S., e Foord, S. H. (2019). A review of the impacts of roads on wildlife in semi-arid regions. *Diversity*, 11(5), 81.

Denneboom, D., Bar-Massada, A., e Schwartz, A. (2021). Factors affecting usage of crossing structures by wildlife—A systematic review and meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 777, 146061.

Departamento de Estradas de Rodagem (DER). (2008). Estudo ambiental para solicitação de licença de operação regularizadora. Rodovia Arlindo Bétio (SP 613), Km

0+000 ao Km 93+800. Teodoro Sampaio / Euclides da Cunha Paulista / Rosana. DER/Assessoria Ambiental. São Paulo, SP. 66 p.

Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. (DNIT). (2021). Instrução normativa nº 34/2021 (Altera a Instrução normativa nº 27/2020). Diário Oficial da União.

Dodd, N. L., Gagnon, J. W., Boe, S., e Schweinsburg, R. E. (2007). Role of fencing in promoting wildlife underpass use and highway permeability. In: *Wildlife and Terrestrial Ecosystems*, Chapter 7.

Donaldson, B. M., e Elliott, K. E. (2020). Enhancing existing isolated underpasses with fencing to decrease wildlife crashes and increase habitat connectivity (No. FHWA/VTRC 20-R28). *Virginia Transportation Research Council* (VTRC).

Dotta, G.; Verdade, L. M. (2011). Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of southeastern Brazil. *Mammalia*, v. 75, n. 4, p. 345.

Dumalakas, B. C., Gomes Ribeiro, Y. G., Catapani, M. L., Saito, E. N., Ascensão, F., Moss, A., ... e Desbiez, A. J. (2025). Wildlife Crossing Signs Have Limited Effectiveness in Reducing Vehicle Speeds. Available at SSRN 5097883.

Faria, H. H., Moreni, P.D.C. (2000). Estradas em unidades de conservação: impactos e gestão no Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, SP. Anais. In II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Campo Grande, MS. p. 761-769.

Faria, H. H., Pires, A., S. (2006). Parque Estadual do Morro do Diabo: plano de manejo. Santa Cruz do Rio Pardo, SP: Editora Viena. ISBN 85-371-0053-6.

Faria, H. H., Pires, A. S. (2012). Rodovia em Unidade de Conservação: o caso do Parque Estadual Morro do Diabo, São Paulo, Brasil. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*, 8(3).

Faria, H. H., Pires, A. S., Abra, F. D. (2022). Monitoring of highway impact on fauna as a component of management of a protected area in the Brazilian Atlantic Forest. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*, 18(1).

Favilli, F., Bíl, M., Sedoník, J., Andrášik, R., Kasal, P., Agreiter, A., e Streifeneder, T. (2018). Application of KDE+ software to identify collective risk hotspots of ungulate-

vehicle collisions in South Tyrol, Northern Italy. *European Journal of Wildlife Research*, 64, 1-12.

Ferreira, R. B., Silva-Soares, T. (2012). Road mortality of snakes at the Parque Estadual da Fonte Grande, an urban forest of southeastern Brazil. *Boletim Do Museu de Biologia Mello Leitao*, 29, 5-15.

Ferreira, C. M. M., de Aquino Ribas, A. C., Casella, J., e Mendes, S. L. (2014). Variação espacial de atropelamentos de mamíferos em área de restinga no estado do Espírito Santo, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, 9(3), 125-133.

Figueiredo, A. P., dos Santos Lima, R. A., e de Mello Soares, C. (2013). Variação da taxa de atropelamento de animais entre rodovias com diferentes tipos de pavimentação e número de pistas. *Heringeriana*, 7(2), 143-151.

Ford, A. T., Clevenger, A. P., Huijser, M. P., e Dibb, A. (2011). Planning and prioritization strategies for phased highway mitigation using wildlife-vehicle collision data. *Wildlife Biology*, 17(3), 253-265.

Ford, A. T., e Clevenger, A. P. (2018). Factors affecting the permeability of road mitigation measures to the movement of small mammals. *Canadian Journal of Zoology*, 97(4), 379-384.

Forman, R. T., e Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual review of ecology and systematics*, 29(1), 207-231.

Fraga, L. P., Maciel, S., Zimbres, B. D. Q., Carvalho, P. J., Brandao, R. A., e Rocha, C. R. (2022). Differences in wildlife roadkill related to landscape fragmentation in Central Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 94, e20220041.

G1 Notícias. Após mortes de onças-pintadas atropeladas, Estado anuncia investimento de R\$ 23 milhões para aumentar segurança no entorno do Morro do Diabo. (2023). Disponível em: <<https://g1.globo.com/sp/presidente-prudente-regiao/noticia/2023/06/03/apos-mortes-de-oncas-pintadas-atropeladas-estado-anuncia-investimento-de-r-23-milhoes-para-aumentar-seguranca-no-entorno-do-morro-do-diabo.ghtml>>. Acesso em 10 Jun 2025.

G1 Notícias. 'Jardineira das florestas', anta é encontrada morta em trecho da rodovia que corta o Parque Estadual do Morro do Diabo. (2024). Disponível em: <<https://g1.globo.com/sp/presidente-prudente-regiao/noticia/2023/09/08/jardineira-das-florestas-anta-e-encontrada-morta-em-trecho-da-rodovia-que-corta-o-parque-estadual-do-morro-do-diabo.ghtml>>. Acesso em 10 Jun 2025.

Gagnon, J. W., Loberger, C. D., Sprague, S. C., Ogren, K. S., Boe, S. L., e Schweinsburg, R. E. (2015). Cost-effective approach to reducing collisions with elk by fencing between existing highway structures. *Human-Wildlife Interactions*, 9(2), 248-264.

Garrido, M.A. de O. (1975). Estrada de Parque Nacional. Instituto Florestal de São Paulo, IF. Relatório de viagem técnica ao Japão. 6p.

Garriga, N., Santos, X., Montori, A., Richter-Boix, A., Franch, M., e Llorente, G. A. (2012). Are protected areas truly protected? The impact of road traffic on vertebrate fauna. *Biodiversity and Conservation*, 21, 2761-2774.

Glista, D. J., DeVault, T. L., e DeWoody, J. A. (2008). Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians. *Herpetological conservation and Biology*, 3(1), 77-87.

Glista, D. J., DeVault, T. L., e DeWoody, J. A. (2009). A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and urban planning*, 91(1), 1-7.

Goldingay, R. L., Rohweder, D., Taylor, B. D., e Parkyn, J. L. (2022). Use of road underpasses by mammals and a monitor lizard in eastern Australia and consideration of the prey-trap hypothesis. *Ecology and Evolution*, 12(7), e9075.

Gomes, D. F., Bueno, C., Pinna, P. H., Woitovicz-Cardoso, M., e Passos, P. (2023). March or Die: road-killed herpetofauna along BR-040 highway, an ancient road on the Atlantic Forest from Southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 23(2), e20221454.

Gonçalves, L. O., Carra, T. A., Abra, F. D., Pina, J. M., Fonseca, V. S. C., Mengardo, A. L. T., Bernstein, L. B., Giorgi, C. F., Mendonça, R. R., Ferraz, K. M. P. M. B. (2023). Guia de boas práticas para avaliação de efetividade de medidas de mitigação dos impactos sobre a fauna em rodovias. Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. DOI: <https://doi.org/10.11606/9786587391472> Disponível

em: <www.livrosabertos.abcd.usp.br/portaldelivrosUSP/catalog/book/1099>. Acesso em 13 Out. 2025.

González-Suárez, M., Zanchetta Ferreira, F., e Grilo, C. (2018). Spatial and species-level predictions of road mortality risk using trait data. *Global Ecology and Biogeography*, 27(9), 1093-1105.

Goosem, M. (2007). Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, 1587-1595.

Grilo, C., Coimbra, M. R., Cerqueira, R. C., Barbosa, P., Dornas, R. A., Gonçalves, L. O., ... e Kindel, A. (2018). BRAZIL ROAD-KILL: A Data Set of Wildlife Terrestrial Vertebrate Road-kills. *Ecology*, v. 99, n. 11, nov. 2018.

Grilo, C., Borda-de-Água, L., Beja, P., Goolsby, E., Soanes, K., le Roux, A., ... e González-Suárez, M. (2021). Conservation threats from roadkill in the global road network. *Global Ecology and Biogeography*, 30(11), 2200-2210.

Grilo, C., Neves, T., Bates, J., Le Roux, A., Medrano-Vizcaíno, P., Quaranta, M., ... & Wang, Y. (2025). Global Roadkill Data: a dataset on terrestrial vertebrate mortality caused by collision with vehicles. *Scientific data*, 12(1), 505.

Hartmann, P. A., Hartmann, M. T., e Martins, M. (2011). Snake road mortality in a protected area in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *South American Journal of Herpetology*, 6(1), 35-42.

Holderegger, R., e Di Giulio, M. (2010). The genetic effects of roads: a review of empirical evidence. *Basic and Applied Ecology*, 11(6), 522-531.

Huijser M. P., McGowen P., Fuller J., Hardy A., Kociolek A., Clevenger A. P., Smith D. e Ament R. (2007). Wildlife-vehicle collision reduction study. Report to Congress. U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration, Washington D.C., USA.

Huijser, M.P., McGowen, P., Fuller, J., Hardy, A., Clevenger, A.P., Smith, A. e Ament, R., 2008. Wildlife-Vehicle Collision Reduction Study: Report to Congress, FHWA-HRT-08- 034., U.S. *Department of Transportation and Federal Highway Administration*.

Huijser, M. P., e McGowen, P. T. (2010). Reducing wildlife-vehicle collisions. Safe passages—highways, wildlife and habitat connectivity. *Island Press*, Washington, DC, 51-74.

Huijser, M. P., Abra, F. D., e Duffield, J. W. (2013). 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*, 17(1), 129-146.

Huijser, M. P., Mosler-Berger, C., Olsson, M., e Strein, M. (2015). Wildlife warning signs and animal detection systems aimed at reducing wildlife-vehicle collisions. *Handbook of road ecology*, 198-212.

IBAMA. (2013). Instrução Normativa nº 13, de 19 de julho de 2013. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 23 jul. 2013.

Instituto Florestal. 2006. Parque Estadual do Morro do Diabo – Plano de Manejo. Coord. Editorial Helder Henrique de Faria e Andréa Soares Pires. Vários autores. Instituto Florestal. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. Editora Viena. Santa Cruz do Rio Pardo, SP. 311 p. 2006.

IUCN and World Commission on Protected Areas. (2017). IUCN Green List of Protected and Conserved Areas: Standard, Version 1.1. Gland, Switzerland: IUCN. 2017. 43p. Disponível em: <https://iucn.my.salesforce.com/sfc/p/#24000000e5iR/a/1o0000005kM6/tFf7d8BgjDRxUKyujmm7DdgrfPz77RzGkQi zYNb_dmA>. Acesso em 20 Maio 2025.

IUCN (2025). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2023-2.

Ivanova, E., e Masarova, J. (2013). Importance of road infrastructure in the economic development and competitiveness. *Economics and management*, 18(2), 263-274.

Jackson, N. D., e Fahrig, L. (2011). Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation*, 144(12), 3143-3148.

Jaeger, J. A., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., ... e Von Toschanowitz, K. T. (2005). Predicting when animal populations are at risk from roads:

an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological modelling*, 185(2-4), 329-348.

Kent, E., Schwartz, A. L., e Perkins, S. E. (2021). Life in the fast lane: roadkill risk along an urban–rural gradient. *Journal of Urban Ecology*, 7(1), juaa039.

Kim, I. R., Kim, K., e Song, E. (2023). An analysis of the effectiveness of mitigation measures at roadkill hotspots in South Korea. *Diversity*, 15(12), 1199.

Laurance, W. F., Goosem, M., e Laurance, S. G. (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in ecology e evolution*, 24(12), 659-669.

Lester, D. (2015). Effective wildlife roadkill mitigation. *Journal of Traffic and Transportation Engineering*, 3(1), 42-51.

lio, K., Nakai, H., e Usui, S. (2023). Effects of speed reduction marking patterns on simulated driving speed and lane position. *Transportation research record*, 2677(2), 880-897.

Mariki, H. L., Kessy, S. T., Byamungu, R. M., e Rija, A. A. (2024). Pattern and composition of wildlife roadkill across urban-rural gradient in an African expanding city. *European Journal of Wildlife Research*, 70(6), 106.

Marinelli, R., Munhoz, B. Anta morre atropelada na rodovia que corta o Morro do Diabo; pesquisadora e Ministério Público apontam remoção de radares de controle de velocidade. Disponível em: <<https://g1.globo.com/sp/presidente-prudente-regiao/noticia/2022/10/14/anta-morre-atropelada-na-rodovia-que-corta-o-morro-do-diabo-pesquisadora-e-ministerio-publico-apontam-remocao-de-radares-de-controle-de-velocidade.ghtml>>. Acesso em 10 Jun 2025.

McCollister, M. F., e Van Manen, F. T. (2010). Effectiveness of wildlife underpasses and fencing to reduce wildlife-vehicle collisions. *The Journal of Wildlife Management*, 74(8), 1722-1731.

McDonald, W., & St. Clair, C. C. (2004). Elements that promote highway crossing structure use by small mammals in Banff National Park. *Journal of Applied Ecology*, 82-93.

Medici, E. P. (2010). Assessing the Viability of Lowland Tapir Populations in a Fragmented Landscape. University of Kent. Canterbury, United Kingdom.

Mimet, A., Clauzel, C., e Foltête, J. C. (2016). Locating wildlife crossings for multispecies connectivity across linear infrastructures. *Landscape Ecology*, 31, 1955-1973.

Ministério do Meio Ambiente (Brasil) (2022). Portaria MMA nº 148, de 7 de junho de 2022. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF.

Miranda, J. E. S., Abadia, A. C., e Schiavetti, A. (2025). Phew! Roadkill hotspots are not related to protected areas. *Biodiversity and Conservation*, 34(4), 1575-1595.

Moore, L. J., Petrovan, S. O., Bates, A. J., Hicks, H. L., Baker, P. J., Perkins, S. E., e Yarnell, R. W. (2023). Demographic effects of road mortality on mammalian populations: a systematic review. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 98(4), 1033–1050.

Ng, C. P., Law, T. H., Jakarni, F. M., e Kulanthayan, S. (2019). Road infrastructure development and economic growth. In IOP conference series: materials science and engineering (Vol. 512, No. 1, p. 012045). *IOP Publishing*.

Orozco-Valor, P. M., Zanón-Martínez, J. I., e Sarasola, J. H. (2024). Temporal and age-dependent patterns of road-killed raptors in Argentina. *Journal of Raptor Research*, 58(2), 229-234.

Pacheco, J. F., Silveira, L. F., Aleixo, A., Agne, C. E.; Bencke, G. A.; Bravo, G. A; Brito, G. R. R.; Cohn-haft, M. ... & Piacentini, V. Q. (2021). Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee – second edition. *Ornithology Research*, 29(2).

Perão, B. A (2024). Um Estudo sobre o Aspecto Econômico das Colisões Veiculares com Mamíferos Domésticos e Silvestres em Rodovias Concessionadas do Estado de São Paulo (Dissertação de mestrado, Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade), 91 pp.

- Plante, J., Jaeger, J. A., e Desrochers, A. (2019). How do landscape context and fences influence roadkill locations of small and medium-sized mammals?. *Journal of environmental management*, 235, 511-520.
- Pomezanski, D., e Bennett, L. (2018). Developing recommendations for monitoring wildlife underpass usage using trail cameras. *Environmental monitoring and assessment*, 190(7), 413.
- Prokopenko, C. M., Boyce, M. S., & Avgar, T. (2017). Characterizing wildlife behavioural responses to roads using integrated step selection analysis. *Journal of Applied Ecology*, 54(2), 470-479.
- Proppe, D. S., McMillan, N., Congdon, J. V., e Sturdy, C. B. (2017). Mitigating road impacts on animals through learning principles. *Animal cognition*, 20, 19-31.
- Putman, R., Langbein, J., e Staines, B. W. (2004). Deer and Road Traffic Accidents, a Review of Mitigation Measures: Costs and Cost-effectiveness. Inverness, UK: Scottish Natural Heritage.
- R Core Team (2024). R: A Language and Environment for Statistical Computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria.
- Ramalho, D. F., Resende, D., de Oliveira, T. F., Santos, R. A. L., e de Souza Aguiar, L. M. (2021). Factors influencing bat road casualties in a Neotropical savanna. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(2), 189-194.
- Ratton, P., Secco, H., e Da Rosa, C. A. (2014). Carcass permanency time and its implications to the roadkill data. *European journal of wildlife research*, 60(3), 543-546.
- Reis, N.R.; Fregonezi, M.N.; Perachi, A.L.; Shibatta, O.A.; Sartore, E.R.; Rossaneis, B.K.; Santos, V.R. E Ferracioli, P. 2014. Mamíferos Terrestres de Médio e Grande Porte da Mata Atlântica: guia de campo. 1ª ed. Rio de Janeiro: Technical Books.
- Remon, J., Moulherat, S., Cornuau, J. H., Gendron, L., Richard, M., Baguette, M., e Prunier, J. G. (2022). Patterns of gene flow across multiple anthropogenic infrastructures: Insights from a multi-species approach. *Landscape and Urban Planning*, 226, 104507.

Rocha, L. M. D., Rosa, C., Secco, H., e Lopes, E. V. (2023). Hotspots and hotmoments of wildlife roadkills along a main highway in a high biodiversity area in Brazilian Amazonia. *Acta Amazonica*, 53, 42-52.

Román, J., Rodríguez, C., García-Rodríguez, A., Díez-Virto, I., Gutiérrez-Expósito, C., Jubete, F., ... e D'Amico, M. (2024). Beyond crippling bias: Carcass-location bias in roadkill studies. *Conservation Science and Practice*, 6(4), e13103.

Ruffino, H. P. P., Rodríguez-C, K. G., Ramazzotto, L. A., e Freitas, P. D. (2016). Roadkill hotspots in a protected area of Cerrado in Brazil: planning actions to conservation. *Revista MVZ Córdoba*, 21(2), 5441-5448.

Rytwinski, T., Soanes, K., Jaeger, J. A., Fahrig, L., Findlay, C. S., Houlahan, J., ... e van der Grift, E. A. (2016). How effective is road mitigation at reducing road-kill? A meta-analysis. *PLoS one*, 11(11), e0166941.

Santos, S. M., Carvalho, F., e Mira, A. (2011). How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. *PLoS one*, 6(9), e25383.

Santos, S. M., Marques, J. T., Lourenço, A., Medinas, D., Barbosa, A. M., Beja, P., e Mira, A. (2015). Sampling effects on the identification of roadkill hotspots: implications for survey design. *Journal of environmental management*, 162, 87-95.

Santos, R. A. L., Santos, S. M., Santos-Reis, M., Picanço de Figueiredo, A., Bager, A., Aguiar, L. M., e Ascensao, F. (2016). Carcass persistence and detectability: reducing the uncertainty surrounding wildlife-vehicle collision surveys. *PloS one*, 11(11), e0165608.

Santos, E., Cordova, M., Rosa, C., e Rodrigues, D. (2022). Hotspots and season related to wildlife roadkill in the Amazonia–Cerrado transition. *Diversity*, 14(8), 657.

Santos, R., Shimabukuro, A., Taili, I., Muriel, R., Lupinetti-Cunha, A., Freitas, S. R., e Calabuig, C. (2023). Mammalian roadkill in a semi-arid region of Brazil: species, landscape patterns, seasonality, and hotspots. *Diversity*, 15(6), 780.

Santos Neta, C. D. S., Abra, F. D., dos Santos, L. B., da Costa, E. P. L., Diniz, M. F., e Morato, R. G. (2023). Identificação de áreas críticas de atropelamento de fauna na

região do parque nacional da Serra da Capivara, Piauí. *Biodiversidade Brasileira*, 13(4).

SÃO PAULO. Decreto nº 12.279, de 29 de outubro de 1941. Declara reservado o imóvel situado no Distrito de Paz de Presidente Epitácio, Município e Comarca de Presidente Venceslau, necessário à conservação da flora e fauna do Estado. Diário Oficial do Estado, Poder executivo, 1941.

SÃO PAULO. Decreto n. 25.342, de 4 de junho de 1986. Transforma a Reserva Estadual do Morro do Diabo, criada pelo Decreto n. 12.279, de 29 de outubro de 1941, no Parque Estadual do Morro do Diabo e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado, Poder executivo, 1986.

SÃO PAULO. Decreto n. 51.453 de 29 de dezembro de 2006. Cria o Sistema Estadual de Florestas – SIEFLOR e dá outras providências. Diário Oficial do Estado, Poder executivo, Seção I. 116(247):37-38. 2006.

Saranholi, B. H., HP-Ruffino, P., Rodríguez-C, K. G., Ramazzotto, L. A., e Freitas, P. D. (2015). Roadkill hotspots in a protected area of Cerrado in Brazil: planning actions to conservation. *Revista MVZ Córdoba*, 21(2), 5441-5448.

Sawyer, H., Lebeau, C., e Hart, T. (2012). Mitigating roadway impacts to migratory mule deer—a case study with underpasses and continuous fencing. *Wildlife Society Bulletin*, 36(3), 492-498.

Schwartz, A. L., Williams, H. F., Chadwick, E., Thomas, R. J., e Perkins, S. E. (2018). Roadkill scavenging behaviour in an urban environment. *Journal of Urban Ecology*, 4(1), juy006.

Schwartz, A. L., Shilling, F. M., e Perkins, S. E. (2020). The value of monitoring wildlife roadkill. *European journal of wildlife research*, 66(1), 18.

Shahab, A., Zhang, H., Ullah, H., Rashid, A., Rad, S., Li, J., e Xiao, H. (2020). Pollution characteristics and toxicity of potentially toxic elements in road dust of a tourist city, Guilin, China: ecological and health risk assessment. *Environmental Pollution*, 266, 115419.

Schauman, S. A., Jobbágy, E. G., Peñuelas, J., Laurance, W. F., & Baldi, G. (2025). Roads imperil South American protected areas. *Perspectives in Ecology and Conservation*.

Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística, Portal de Atendimento (2023). Registro de Acidentes com Atropelamento de Fauna - Processo CETESB.017017/2020-84. Disponível em: <<https://e.ambiente.sp.gov.br/>>. Acesso em 6 Set. 2024.

Seidler, R. G., Green, D. S., & Beckmann, J. P. (2018). Highways, crossing structures and risk: Behaviors of Greater Yellowstone pronghorn elucidate efficacy of road mitigation. *Global Ecology and Conservation*, 15.

Seiler, A., Olsson, M., Rosell, C., & Van Der Grift, E. A. (2016). SAFEROAD safe roads for wildlife and people: Costbenefit analyses for wildlife and traffic safety (No. 4). CEDR.

Silveira, M. L., Crizel, L., da Silva Souza, D., e Loebmann, D. (2018). Carcasses removal and review of records of wildlife road-kill in a protected area in southern Brazil. *Oecologia Australis*, 22(1).

Simpson, N. O., Stewart, K. M., Schroeder, C., Cox, M., Huebner, K., e Wasley, T. (2016). Overpasses and underpasses: Effectiveness of crossing structures for migratory ungulates. *The Journal of Wildlife Management*, 80(8), 1370-1378.

Souza, S. A., de Lucca, A. L. T., Dickfeldt, E. P., e de Oliveira, P. R. (2010). Impactos de atropelamentos de animais silvestres no trecho da Rodovia SP-215 confrontante ao parque estadual de Porto Ferreira-Porto Ferreira, SP. *Revista do Instituto Florestal*, 22(2), 315-323.

Souza Jr, C. M., Z. Shimbo, J., Rosa, M. R., Parente, L. L., A. Alencar, A., Rudorff, B. F., ... e Azevedo, T. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sensing*, 12(17), 2735.

Spanowicz, A. G., Teixeira, F. Z., e Jaeger, J. A. (2020). An adaptive plan for prioritizing road sections for fencing to reduce animal mortality. *Conservation Biology*, 34(5), 1210-1220.

Srbek-Araujo, A. C., Mendes, S. L., e Chiarello, A. G. (2015). Jaguar (*Panthera onca* Linnaeus, 1758) roadkill in Brazilian Atlantic Forest and implications for species conservation. *Brazilian Journal of Biology*, 75(3), 581-586.

Tassi, R., Seidel, E. J., Motta-Marques, D. D., Villanueva, A., e Kalin, L. (2023). Wildlife roadkill driven by hydrological regime in a subtropical wetland. *Water*, 15(24), 4307.

Taylor, B. D., e Goldingay, R. L. (2010). Roads and wildlife: impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. *Wildlife Research*, 37(4), 320-331.

Teixeira, F. Z., Coelho, A. V. P., Esperandio, I. B., e Kindel, A. (2013). Vertebrate road mortality estimates: effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation*, 157, 317-323.

Teixeira, F. Z., da Silva, L. G., Abra, F., Rosa, C., Buss, G., Guerreiro, M., ... e Secco, H. (2022). A review of the application of canopy bridges in the conservation of primates and other arboreal animals across Brazil. *Folia Primatologica*, 93(3-6), 479-492.

Trechos da rodovia Arlindo Bettio recebem cercamento que auxilia na proteção de animais silvestres. *G1*, Presidente Prudente, 18 out. 2024. Disponível em: <https://g1.globo.com/sp/presidente-prudente-regiao/noticia/2024/10/18/trechos-da-rodovia-arlindo-bettio-recebem-cercamento-que-auxilia-na-protecao-de-animais-silvestres.ghtml>. Acesso em: 30 maio 2025.

Valadão, R. M., Bastos, L. F., e de Castro, C. P. (2018). Atropelamentos de vertebrados silvestres em quatro rodovias no cerrado, mato grosso, brasil. *Multi-Science Journal*, 1(12), 62-74.

Valladares-Padua, C., Cullen Jr, L., e Padua, S. (1995). A pole bridge to avoid primate road kills. *Neotropical Primates*, 3(1), 13-15.

van der Grift, E. A., van der Ree, R., Fahrig, L., Findlay, S., Houlahan, J., Jaeger, J. A., ... e Olson, L. (2013). Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity and Conservation*, 22(2), 425-448.

van der Grift, E. A., van der Ree, R., e Jaeger, J. A. (2015). Guidelines for evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Handbook of road ecology*, 129-137.

van der Ree, R., Smith D., Grilo C. (2015). Handbook of Road Ecology. Oxford: John Wiley e Sons.

Villalobos-Hoffman, R., Ewing, J. E., e Mooring, M. S. (2022). Do wildlife crossings mitigate the roadkill mortality of tropical mammals? A case study from Costa Rica. *Diversity*, 14(8), 665.

Weinshenker, A. R., Urbanek, R. E., Olfenbuttel, C., e Wilson, T. (2025). Wildlife underpass use with gaps in exclusion fences along a 4-lane highway 15 years post-construction. *Wildlife Society Bulletin*, e1602.

Zank, C., Beduschi, J., Pereira, D., e Heiermann, D. (2019). Avaliação da mortalidade por atropelamento e proposição de medidas mitigadoras para anfíbios em um hotspot de biodiversidade no Rio Grande do Sul. *Revista Estradas N*, (24), 26-32.

Zhu, T., Wang, C., Yang, C., e Zhao, R. (2020). Evaluation of effectiveness of speed reduction markings on driving speed in highway tunnel entrance and exit areas. *Promet-TrafficeTransportation*, 32(1), 141-152.