
ECOLOGIA

MARIANA TRINDADE LAHR

Movimento e mortalidade: efeito das rodovias sobre
a mastofauna e conservação ambiental no Brasil



Rio Claro - SP
2025

MARIANA TRINDADE LAHR

Movimento e mortalidade: efeito das rodovias sobre a mastofauna e conservação ambiental no Brasil

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências – Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, para obtenção do grau de Ecóloga.

Orientador(a): Dr. Maurício Humberto Vancine

Coorientador(a): Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo Ferreira

Rio Claro - SP
2025

L184m

Lahr, Mariana Trindade

Movimento e mortalidade: efeito das rodovias sobre a mastofauna e conservação ambiental no Brasil / Mariana Trindade Lahr. -- Rio Claro, 2025
56 p. : il., tabs., fotos, mapas

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ecologia) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientador: Maurício Humberto Vancine

Coorientador: Marco Aurélio Pizo Ferreira

1. Mamíferos. 2. Rodovias. 3. Animais Mortalidade. 4. Mitigação de riscos. 5. Ecologia. I. Título.

MARIANA TRINDADE LAHR

Movimento e mortalidade: efeito das rodovias sobre a mastofauna e conservação ambiental no Brasil

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências – Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, para obtenção do grau de Ecóloga.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Maurício Humberto Vancine

Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Prof. Dra. Letícia Gonçalves Ribeiro

Aprovado em: 18 de novembro de 2025

Assinatura do discente

Assinatura do(a) orientador(a)

Assinatura do(a) coorientador(a)
(se houver)

AGRADECIMENTOS

À minha família, minha base e meu lar; Aos meus pais, Sandra Trindade e Gilson Lahr, meu amor incondicional. Vocês vibraram comigo desde o resultado do vestibular até cada passo desta jornada, foram a força que não me deixou desistir.

Pai, por muito tempo não compreendi que sua ausência física era, na verdade, uma presença silenciosa e constante em outros campos. Meu curso integral e seu trabalho noturno faziam com que nossos caminhos raramente se cruzassem, mas hoje entendo que, enquanto eu estudava, você edificava, sem alarde, os alicerces da minha vida, garantindo dignidade e qualidade em cada detalhe do nosso lar. Hoje vejo que sua maior prova de amor foi nunca medir esforços por mim e por nossa família, mesmo quando as rotinas nos afastavam. Em tantas famílias, a ausência do pai pode significar a falta da paternidade; para mim, essa ausência foi a metáfora de sua imensa presença, uma dedicação incansável que possibilitou minha formação como pessoa e profissional. A você, meus profundos agradecimentos.

À minha mãe, a maior riqueza da minha vida. Foi com você que aprendi, desde cedo, a valorizar o conhecimento, a colocar a educação como prioridade e a compreender que os sonhos exigem coragem e persistência. Em todos os momentos de desânimo foi o seu apoio que me sustentou; cada frustração que dividi encontrou em você acolhimento, escuta e, acima de tudo, incentivo. Obrigada por lutar incansavelmente para que eu tivesse as melhores condições de seguir em frente, por vibrar comigo desde o vestibular até a futura formatura, por estar presente na matrícula, nas conquistas e nas madrugadas difíceis. Seu amor e sua força moldaram o meu caminho e me trouxeram até aqui. Tudo o que sou e tudo o que conquistei carrega um pouco de você. Meu amor por você transpassa qualquer limite!

Ao meu irmão, Leonardo, que mesmo sendo tão diferente de mim me completa de forma única. Quando eu era bebê eu costumava buscar conforto no seu polegar, e até hoje, sigo te procurando como meu ponto de apoio e segurança no mundo. Tato, eu amo você pelo que é e pelo que me torna.

Aos meus avós, Sonia e Cláudio, é sempre com uma sensibilidade profunda que falo sobre vocês. Desde o momento em que recebi a notícia da aprovação na

universidade, meu maior desejo era tê-los ao meu lado na formatura, testemunhando essa conquista que também é de vocês. Ser a primeira pessoa da família a ingressar em uma universidade pública foi algo que sempre circulou nas nossas conversas com alegria e orgulho. Não encontro palavras que expressem a grandeza da minha realização ao poder compartilhar esse momento com vocês, que vêm de tempos tão distintos, mas vibram com uma emoção única e incomparável diante da força transformadora dos estudos. Obrigada por serem raiz, inspiração e amor.

Ao meu primo, Rick e à minha tia Shirlei, minha gratidão por estarem sempre tão presentes e disponíveis em minha vida. A pessoa que hoje me torno carrega em si um pouco de vocês, pois os enxergo com o mesmo olhar carinhoso e puro que tinha na infância. Obrigada por serem parte do meu caminho e daquilo que sou.

À minha tia Silvania, ao meu tio B.B. e à minha prima, Ana, não há distância entre continentes, capaz de diminuir o amor e o carinho que tenho por vocês. Obrigada por cuidarem de mim mesmo de longe. Sinto falta de vocês, tanto do que vivemos quanto do que não tivemos a chance de viver. Vaninha, meu agradecimento especial vai para você, a professora da família, que sempre nos mostrou como a educação transforma vidas, molda ambientes e escreve histórias. Que este capítulo da minha trajetória, registrado neste trabalho, também inspire os pequenos Ariana e Júnior, e que fique marcado para sempre o quanto a saudade que sinto de todos vocês transborda do peito.

Ao meu querido amigo canadense, Gregory, que me conhece e se fez presente antes mesmo de eu aprender a falar. Sempre cuidou de mim e da minha família com generosidade e afeto. Que este momento da minha formatura também seja motivo de alegria para você, pois, mesmo à distância, sei que está comigo. A você também se aplica a certeza de que nenhuma distância é capaz de separar nossa amizade, porque, para mim, você é família. Obrigada por tudo, Greg!

Aos meus orientadores, que foram faróis nessa travessia acadêmica. Obrigada por aceitarem caminhar ao meu lado neste trabalho, pelo suporte e pela referência profissional e pessoal que representam. Em especial, agradeço ao meu orientador, Maurício Vancine, que soube transformar conhecimento em conversas serenas e até dar brilho às estatísticas. Sua sabedoria, partilhada com leveza e generosidade, despertou em mim curiosidade onde antes havia receio, e fez do

caminho da pesquisa um percurso ainda mais inspirador. Obrigada pela paciência constante, pelas prosas que tantas vezes ultrapassaram o acadêmico e tocaram o pessoal. Levo comigo não só os aprendizados, mas o exemplo de alguém que ensina com o coração, uma verdadeira referência!

Aos meus amigos Baderna, Pe, Gyl e Sem, vocês tornaram a graduação inesquecível, minha eterna gratidão. Dizem que é raro manter o mesmo grupo por todo o percurso, mas com vocês isso nunca foi um desafio, aliás, foi um privilégio. Entramos na universidade em um período tão difícil, fortalecemos nossa amizade em tempos de tela e silêncio, passamos pela pandemia nos encontrando com reuniões via Meet, e dali em diante seguimos juntos, entre corredores, campos, festas, “cafecos”, e cada memória permanecerá viva em mim. Vocês fizeram da universidade um lugar de pertencimento e de alegria. E, com toda a sinceridade do mundo: não trocaria esse caminho ao lado de vocês por nada, e só pra constatar, amo cada um com a mesma intensidade com que eu amava o achocolatado da cantina (e olha que era muito).

Agradeço de coração aos meus amigos, Agatha Martins e Luiz Felipe, que tantas vezes foram ouvidos pacientes dos meus desabaços diante dos desafios que a universidade apresentava. Vocês nunca deixaram de me motivar a seguir em frente, independentemente das dificuldades. Obrigada por me acolherem com a mesma intensidade de um pôr do sol em Ilha Grande! Vocês foram, e sempre serão, meu porto seguro, um verdadeiro refúgio e fonte de renovação

Ao meu grupo de amigos que conheci ainda no ensino médio, o famoso “Só se vive uma vez”... Dafini, Fefo, Mari, Tutu, Ricardo, Leticia, Emy e Cascone, a vocês minha gratidão mais profunda. Sempre fui a mais nova entre nós, e talvez por isso mesmo enxergava vocês como referência, por trilharem caminhos que exaltavam a educação, por levantarem pautas políticas com coragem e lucidez, e, sobretudo, por mostrarem que nenhuma dificuldade precisa ser enfrentada sozinha. Obrigada por serem uma rede de apoio tão firme, tão presente. Que nosso laço jamais se afrouxe. *“Diga-me com quem tu andas e eu te direi quem és”*, pois é com orgulho imenso que carrego essa identificação. Ser reconhecida como parte desse grupo é uma honra. Minha admiração por vocês é incontestável.

À minha melhor amiga Raiane Stabelini, que no instante em que soubemos da aprovação na universidade já saiu comigo para celebrar com um caldo de cana e

incontáveis sorrisos, marcando o início de uma caminhada inteiramente compartilhada. Esteve ao meu lado desde a recepção dos calouros até as primeiras festas, abraçando comigo cada descoberta desse novo mundo, e celebrando cada vitória como se fosse sua. Obrigada por iluminar meus caminhos, por me oferecer cumplicidade e força, por transformar nossa amizade em um verdadeiro abrigo. Nani, sua mão nunca ter soltado a minha é, sem dúvida, um dos maiores presentes que a vida me deu, eu amo você!

Agradeço à minha companheira e parceira de vida, Giovana. Obrigada por me mostrar que o amor se manifesta em tantas formas, muitas vezes inimagináveis. Ao seu lado, aprendi que o amor é feito de cores, sentidos e afetos, tais quais me guiaram em momentos que eu me sentia perdida diante da complexidade da vida. Gi, ainda bem que sempre foi você! Sou grata pela cumplicidade e presença constante, seja nos abraços que me confortaram nos momentos de choro e estresse por uma matéria difícil, seja nas risadas compartilhadas enquanto eu falava sobre os campos e conquistas da faculdade. Você é uma das pessoas mais importantes da minha vida, e eu carrego com gratidão imensa todo o seu amor e apoio. Meu amor, muito obrigada!

Em memória de Eduardo Henrique Duarte, meu melhor amigo, que partiu em 2023, mas permanece vivo nas lembranças da minha trajetória. Ele comemorou comigo a conquista da universidade, seu entusiasmo me abriu caminhos, apresentou pessoas queridas e construiu pontes que tornaram minhas primeiras interações muito mais acolhedoras. Eduardo sempre se fez presente, uma pessoa generosa e indispensável, alguém que esteve ao meu lado com muita lealdade. Hoje e sempre, te carrego no coração, com imenso carinho e uma saudade que abraça. E que, de onde estiver, possa comemorar comigo mais esta conquista, do jeitinho que só você sabia fazer.

Por fim, agradeço à Unesp e a todos que cruzaram meu caminho. Cada pessoa deixou em mim uma marca, cada experiência ampliou meu horizonte. Essa graduação foi transformadora, e levo comigo não só conhecimento, mas também histórias, afetos e aprendizagens que jamais imaginei viver. **O caminho é, sem dúvida, parte essencial da viagem.**

Chegará o dia em que o homem conhecerá o íntimo de um animal. E neste dia, todo crime contra um animal, será um crime contra a humanidade. (Leonardo da Vinci)

RESUMO

A expansão das rodovias no Brasil foi um dos principais fatores que impulsionaram o desenvolvimento socioeconômico do país, facilitando a integração nacional, comércio e mobilidade. No entanto, essa expansão também gerou impactos ambientais significativos, alterando processos ecológicos e afetando negativamente a fauna e os ecossistemas. As estradas atuam como barreiras ao movimento natural dos animais, fragmentam habitats e aumentam a mortalidade devido a atropelamentos, o que pode resultar na extinção local de espécies, especialmente aquelas com baixa capacidade de movimentação e vulneráveis às exposições nas vias. Este estudo analisou se diferentes capacidades de movimento de três espécies de mamíferos: gambá-de-orelhas-brancas (*Didelphis albiventris*), gato-do-mato-grande (*Leopardus geoffroyi*) e tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), e a estrutura da paisagem estavam relacionados à densidade de seus atropelamentos nas rodovias do Brasil, explorando dados de diversos eixos rodoviários. Para o estudo, foi utilizado o conjunto de dados “BRAZIL ROAD-KILL”, que reúne registros de atropelamentos de animais entre 2002 e 2017. A análise incluiu a estimativa de densidade por meio do método de Kernel e a aplicação de buffers com diferentes raios, visando avaliar métricas de paisagem ao redor dos pontos de ocorrência de atropelamentos. Ao longo da pesquisa, identificou-se que a densidade de borda foi o principal fator associado aos atropelamentos de *Didelphis albiventris* e *Myrmecophaga tridactyla*, sendo *D. albiventris* a espécie com maior número de ocorrências registradas. Além disso, observou-se que áreas com maior cobertura vegetal apresentaram menor incidência de atropelamentos de *Leopardus geoffroyi*, o que indica que a proporção de habitat atua como um fator relevante na redução da vulnerabilidade dessa espécie a impactos viários. Os resultados reforçam a importância de considerar não apenas as métricas de paisagem, mas também os aspectos biológicos específicos de cada espécie, como a escala de efeito, ao elaborar estratégias de mitigação, contribuindo significativamente para políticas de planejamento e intervenções voltadas à segurança da mastofauna frente aos impactos rodoviários.

Palavras-chave: Rodovias; Atropelamento; Fauna; Métricas; Mitigação; Mortalidade.

ABSTRACT

The expansion of highways in Brazil has been one of the main drivers of the country's socioeconomic development, facilitating national integration, trade, and mobility. However, this expansion has also generated significant environmental impacts, altering ecological processes and negatively affecting wildlife and ecosystems. Roads act as barriers to the natural movement of animals, fragment habitats, and increase mortality due to roadkill, which can lead to the local extinction of species, especially those with low mobility and vulnerability to road exposure. This study analyzed whether the different movement capacities of three mammal species, the white-eared opossum (*Didelphis albiventris*), Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*), and the giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*), as well as landscape structure, were related to roadkill density on Brazilian highways, using data from various road corridors. For this study, the "BRAZIL ROAD-KILL" dataset was used, which compiles records of animal roadkill between 2002 and 2017. The analysis included density estimation using the Kernel method and the application of buffers with different radii to assess landscape metrics around the roadkill occurrence points. Throughout the research, it was found that edge density was the main factor associated with roadkills of *Didelphis albiventris* and *Myrmecophaga tridactyla*, with *D. albiventris* being the species with the highest number of recorded occurrences. Additionally, it was observed that areas with greater vegetation cover had a lower incidence of *Leopardus geoffroyi* roadkills, indicating that habitat proportion plays a relevant role in reducing this species' vulnerability to road impacts. The results reinforce the importance of considering not only landscape metrics but also the specific biological aspects of each species, such as the scale of effect, when developing mitigation strategies. This contributes significantly to planning policies and interventions aimed at ensuring the safety of mammal fauna in the face of road impacts.

Keywords: Highways; Roadkill; Wildlife; Metrics; Mitigation; Mortality.

Title in English: Movement and Mortality: The Effect of Highways on Mammal Fauna and Environmental Conservation in Brazil

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Espécies de diferentes portes corporais selecionadas	15
Figura 2 – Distribuição dos atropelamentos das espécies selecionadas.....	18
Figura 3 – Relação entre densidade de borda e a densidade de atropelamento de <i>Didelphis albiventris</i>	25
Figura 4 – Relação entre densidade de borda e a densidade de atropelamento de <i>Leopardus geoffroyi</i>	26
Figura 5 – Relação entre densidade de borda e a densidade de atropelamento de <i>Myrmecophaga tridactyla</i>	27
Figura S1: Análise de resíduos para o modelo mais plausível de <i>Didelphis albiventris</i>	52
Figura S2: Análise de resíduos para o modelo mais plausível de <i>Leopardus geoffroyi</i>	53
Figura S3: Análise de resíduos para o modelo mais plausível de <i>Myrmecophaga tridactyla</i>	54
Figura S4: Estrutura da paisagem no entorno das ocorrências de atropelamentos; Distribuição espacial de <i>Didelphis albiventris</i> com base com análise de kernel e buffers.....	55
Figura S5: Estrutura da paisagem no entorno das ocorrências de atropelamentos; Distribuição espacial de <i>Leopardus Geoffroyi</i> com base com análise de kernel e buffers.....	56
Figura S5: Estrutura da paisagem no entorno das ocorrências de atropelamentos; Distribuição espacial de <i>Myrmecophaga tridactyla</i> com base com análise de kernel e buffers.....	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resultados das métricas de paisagem para <i>Didelphis albiventris</i>	22
Tabela 2 – Resultados das métricas de paisagem para <i>Leopardus geoffroyi</i>	23
Tabela 3 – Resultados das métricas de paisagem para <i>Myrmecophaga tridactyla</i> ...	24
Tabela S1 - Análise multiescala dos modelos para métricas de paisagem para <i>Didelphis albiventris</i> . AIC = Critério de informação de Akaike.....	47
Tabela S2 - Análise multiescala dos modelos para métricas de paisagem para <i>Leopardus geoffroyi</i> . AIC = Critério de informação de Akaike.....	48
Tabela S3 - Análise multiescala dos modelos para métricas de paisagem para <i>Myrmecophaga tridactyla</i> . AIC = Critério de informação de Akaike.....	50

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Resumo das hipóteses e resultados esperados para cada espécie e métrica da paisagem.....	14
Quadro 2 – Registros totais de atropelamentos de indivíduos por espécie.....	22

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
2 OBJETIVOS.....	18
3 MÉTODOS.....	20
3.1 Escolhas das espécies e registros de atropelamentos nas rodovias.....	20
3.2 Áreas de estudo e atropelamentos.....	22
3.2 Métricas de paisagem.....	24
3.4 Análise dos dados.....	25
4 RESULTADOS.....	26
5 DISCUSSÃO.....	33
6 CONCLUSÃO.....	38
REFERÊNCIAS.....	40
APÊNDICES.....	46

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação de habitat refere-se ao processo de separação ou redução de uma unidade de habitat em partes menores (Fahrig, 2003). O nível de fragmentação está relacionado ao número de fragmentos presentes em uma paisagem (Fahrig, 2003). Embora a perda de habitat não constitua, por si só, a fragmentação do habitat, ela está associada à redução da área total de habitat na paisagem (Boscolo; Metzger, 2009). Os efeitos da perda de habitat são mais evidentes do que os da fragmentação (Fahrig, 2013), representando uma das principais ameaças à biodiversidade, principalmente para mamíferos terrestres no Brasil (Costa *et al.*, 2005). No cenário deste estudo, entende-se a fragmentação como a divisão de um habitat terrestre original em fragmentos isolados. Esses fragmentos são afetados por fatores diretos e indiretos relacionados à fragmentação, o que pode restringir a capacidade de dispersão e colonização das espécies (Fahrig, 2003). Esse impacto é mais acentuado quando a matriz entre os fragmentos apresenta alta mortalidade (Fahrig, 2017; Schonewald-Cox; Buechner, 1992), como ocorre em áreas com forte intervenção humana. O efeito da fragmentação também pode ser indireto, como áreas naturais divididas por rodovias, ferrovias, linhas de energia, cercas ou outras barreiras que dificultam o fluxo de deslocamento dos organismos (Schonewald-Cox; Buechner, 1992). Além disso, fatores como a distância entre os fragmentos, tamanho e forma dos mesmos, e o grau de isolamento, podem intensificar os impactos da fragmentação. O processo de fragmentação de habitat é, possivelmente, uma das mais profundas alterações que o ser humano impôs ao meio ambiente (Cerqueira *et al.*, 2005; Gonçalves-Souza *et al.*, 2025).

A expansão rodoviária no Brasil desempenhou e ainda desempenha um papel crucial no desenvolvimento econômico e na integração territorial do país, facilitando o transporte de mercadorias e o deslocamento da população humana (Lee, 2014). Por outro lado, esse crescimento acelerado se encontra entre as principais causas de ações antrópicas de maior impacto sobre a fauna silvestre, provocando a fragmentação de habitats, separação das comunidades ecológicas, efeito de barreira ao movimento e atropelamento animal (Bager *et al.*, 2017). Em países emergentes, como o Brasil, a busca pelo crescimento econômico muitas vezes ocorre à custa da

degradação ambiental, com grandes empresas explorando intensivamente os recursos naturais, enquanto os impactos negativos são frequentemente negligenciados, uma vez que poucos estudos avaliam os efeitos negativos dessa exploração (e.g., Peres *et al.*, 2003). Logo, é essencial a implementação de políticas públicas eficazes e mecanismos regulatórios para garantir o desenvolvimento equilibrado, priorizando a preservação dos ecossistemas e a mitigação dos impactos ambientais. Por exemplo, como estudos sobre a fauna e flora, passagens de fauna, manutenção da vegetação próxima às rodovias, equipamentos como placas informativas, redutores de velocidade e fiscalização (Andrade; Moura, 2011; Prada, 2004).

As ações antrópicas, especialmente a conversão destruição de áreas naturais para antrópicas, pode reduzir a abundância das populações de animais silvestres (Develey; Stouffer, 2001; Benítez-López; Alkemade; Verweij, 2010; Yamada; Sasaki; Harauchi, 2010; Macpherson *et al.*, 2011). Isso, por sua vez, intensifica os conflitos entre a fauna nativa e as populações humanas, como evidenciado, por exemplo, pelos atropelamentos em rodovias (Cassimiro; Ribeiro; Assis, 2023). Nesse contexto, a expansão rodoviária se destaca como um dos principais fatores contribuintes, pois as estradas funcionam como barreiras físicas que fragmentam os habitats naturais (Shepard *et al.*, 2008), dificultando o movimento e a interação dos animais com seu ambiente, além de comprometer sua sobrevivência e dinâmica populacional (Whittington; St. Clair; Mercer, 2004).

Muitas espécies, incluindo a maioria dos vertebrados terrestres, tendem a evitar clareiras estreitas ou as bordas das florestas, frequentemente formadas pela construção de rodovias e pelo desmatamento (Laurance; Goosem; Laurance, 2009). Esse comportamento de evasão pode resultar, quase sempre, no isolamento das populações, prejudicando a dispersão de espécies e comprometendo a diversidade genética (Holderegger; Di Giulio, 2010; Jaeger *et al.*, 2005). A construção de estradas pode provocar a morte de organismos fixos ou de movimento lento, ferir animais próximos a via e alterar as condições do solo e da água subterrânea, impactando negativamente os ecossistemas no entorno das estradas (Trombulak; Frissell, 2000). Ao fragmentar os ecossistemas, as rodovias reduzem a diversidade biológica em diferentes níveis (entre indivíduos da mesma espécie, entre espécies e em todo o ecossistema), afetando profundamente o equilíbrio e a dinâmica natural da região (Cerqueira *et al.*, 2005; Mantovani, 2001).

A mortalidade de animais silvestres por atropelamento não ocorre simplesmente devido ao deslocamento aleatório pela malha viária. Muitos desses animais dependem de uma locomoção livre dentro de suas áreas de vida para buscar recursos e parceiros para reprodução, frequentemente dispersos no ambiente (Rodrigues; Primack, 2001). Em habitats fragmentados, esses indivíduos são forçados a atravessar áreas não favoráveis, como rodovias, para acessar alimento, abrigo ou parceiros reprodutivos (Tsunokawa; Hoban, 1997). Quando essas áreas de travessia apresentam altas densidades de mortalidade, elas se tornam verdadeiros sumidouros populacionais, acelerando o declínio populacional das espécies na escala local (Woodroffe; Ginsberg, 1998).

Conforme o compilado de dados de atropelamentos do “BRAZIL ROAD-KILL” (Grilo *et al.*, 2018), foi constatado que em 30 mil quilômetros de rodovias brasileiras, mais de dois milhões de animais de médio porte perecem anualmente, evidenciando o impacto direto desse tipo de infraestrutura sobre a biodiversidade nacional. Isso ocorre porque muitos mamíferos necessitam de grandes áreas para sobreviver e possuem alta capacidade de deslocamento entre os fragmentos (McNab, 1963). Esse processo pode, inclusive, levar à extinção local de grandes predadores, como os felinos (Alegre *et al.*, 2025; Sergio *et al.*, 2008; Terborgh *et al.*, 2001). A remoção de um predador da cadeia trófica tende a beneficiar as presas, resultando em um aumento populacional de pequenos e médios mamíferos (Jorge, 2008).

Mamíferos terrestres de médio e grande porte desempenham papéis essenciais na dinâmica dos ecossistemas florestais, sendo fundamentais para a manutenção e equilíbrio desses ecossistemas (Mills; Soulé; Doak, 1993). Espécies frugívoras e herbívoras contribuem para a dispersão de sementes e o consumo de plantas, favorecendo a regeneração da vegetação e a continuidade das formações vegetais (Dirzo; Miranda, 1991; Steven; Putz, 1984). Já os carnívoros, especialmente os de topo de cadeia, têm um impacto direto no controle das populações de herbívoros e frugívoros, ajudando a manter o equilíbrio entre as diferentes populações das espécies (Fragoso, 1994). Entretanto, as espécies de grande porte e com baixa taxa reprodutiva são mais suscetíveis aos atropelamentos, devido sua alta mortalidade ao tráfego intenso nas estradas e intensificando o risco de extinção local dessas espécies (Rytwinski; Fahrig, 2011, 2012).

Características como tipo de presas, áreas de vida, densidade populacional e tamanho corporal, podem influenciar o comportamento animal em relação às

estradas. Por exemplo, a taxa de movimento e a capacidade de dispersão são determinantes relevantes da propensão do organismo a cruzar estradas (Cushman; Lewis, 2010; Shepard *et al.*, 2008). Em relação aos mamíferos carnívoros terrestres, por exemplo, estudos como o de Johnson e Franklin (1991), revelaram que *Leopardus geoffroyi* apresenta uma preferência por habitats com vegetação densa, como florestas e áreas arbustivas. Esse comportamento pode ser atribuído a dois fatores principais: primeiro, a maior abundância de presas disponíveis nessas áreas, e segundo, à necessidade de refúgios para proteção contra predadores e para facilitar a caça (Johnson; Franklin, 1991).

2 OBJETIVOS

O objetivo deste estudo foi analisar os impactos da estrutura da paisagem (composição e configuração) na mortalidade de três espécies de mamíferos terrestres com diferentes portes corporais e capacidade de deslocamento, ao longo de rodovias brasileiras. A hipótese central foi que: 1) espécies com menor capacidade de locomoção, como mamíferos de pequeno porte, por exemplo, didelfídeos, seriam mais suscetíveis ao atropelamento devido à sua vulnerabilidade e à falta de adaptação ao ambiente rodoviário; 2) mamíferos que possuem áreas de vida mais extensas estariam mais expostos a maiores densidades de mortalidade nas rodovias, uma vez que sua necessidade de deslocamento abrange grandes distâncias, aumentando a probabilidade de colisões; 3) rodovias situadas em áreas com maior cobertura vegetal ao seu redor apresentaram menores densidades de mortalidade, uma vez que a vegetação oferece corredores ecológicos que favoreceram o deslocamento seguro dos animais. O Quadro 1 apresenta nossas principais hipóteses para as três espécies (*Didelphis albiventris*, *Leopardus geoffroyi* e *Myrmecophaga tridactyla*) que selecionadas para testar as predições.

Quadro 1. Resumo das hipóteses e predições para cada espécie e métrica da paisagem.

Espécie	Métrica da paisagem	Importância	Relação	Ilustração da métrica	Interpretação
<i>Didelphis albiventris</i>	Porcentagem de habitat	Média	Negativa	1%  100% 	Menos atropelamentos em áreas com maior porcentagem de habitat.
<i>Didelphis albiventris</i>	Densidade de fragmentos	Média	Positiva	38  0 	Em áreas com muitos fragmentos, o risco de atropelamento aumenta.
<i>Didelphis albiventris</i>	Densidade de borda	Alta	Negativa	106  0 	Bordas diminuem o risco de atropelamento.

<i>Didelphis albiventris</i>	Distância média do vizinho mais próximo	Alta	Positiva	210  0 	Fragmentos mais isolados aumentam o risco.
<i>Leopardus geoffroyi</i>	Densidade de fragmentos	Alta	Positiva	38  0 	Em áreas com muitos fragmentos, o risco de atropelamento aumenta.
<i>Leopardus geoffroyi</i>	Densidade de borda	Alta	Positiva	106  0 	Bordas elevam o risco de atropelamento.
<i>Leopardus geoffroyi</i>	Distância média do vizinho mais próximo	Alta	Positiva	210  0 	Fragmentos mais isolados aumentam o risco.
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Porcentagem de habitat	Baixa	Negativa	1%  100% 	Menos atropelamentos em áreas com maior porcentagem de habitat.
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Densidade de fragmentos	Média	Positiva	38  0 	Em áreas com muitos fragmentos, o risco de atropelamento aumenta.
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Densidade de borda	Alta	Positiva	106  0 	Bordas elevam o risco de atropelamento.
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Distância média do vizinho mais próximo	Baixa	Negativa	210  0 	Fragmentos próximos reduzem o risco.

Fonte: própria autora (2025) e adaptado de Gonçalves-Souza *et al.* (2025).

3 MÉTODOS

3.1 Escolhas das espécies e registros de atropelamentos nas rodovias

Para a análise da mortalidade por atropelamentos de mamíferos em trechos rodoviários no Brasil, foram selecionadas três espécies com diferentes portes corpóreos e capacidades de deslocamentos distintos: pequeno porte—gambá-de-orelhas-brancas (*Didelphis albiventris*); médio porte—gato-do-mato-grande (*Leopardus geoffroyi*); e grande porte—tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) (Figura 1). A escolha dessas espécies visou oferecer uma compreensão abrangente dos impactos das rodovias sobre a fauna, considerando as variações no comportamento, áreas de vida, movimentação e os riscos de atropelamento associados ao porte desses animais.

Figura 1. Espécies de diferentes portes corporais selecionadas.

a. gambá-de-orelhas-brancas (*Didelphis albiventris*).



Fonte: NERF-UFRGS.

b. gato-do-mato-grande (*Leopardus geoffroyi*).



Fonte: Jackson Preuss/Divulgação/ND.

c. tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*).



Fonte: Projeto Bandeira e Rodovias

No Brasil, essas espécies são amplamente distribuídas, com exceção do gato-do-mato-grande (*Leopardus geoffroyi*), que possui distribuição restrita ao extremo sul do país (Eizirik *et al.*, 2006; Pereira; Lucherini; Trigo, 2015; Trigo *et al.*, 2013). Os mamíferos selecionados enfrentam riscos significativos de extinção, sendo classificados como vulneráveis pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN). A análise dessas três espécies possibilitou uma avaliação detalhada das diferenças nos padrões de mortalidade, com o potencial de oferecer informações essenciais para a implementação de estratégias de mitigação eficazes, adaptadas às características de cada tipo de mamífero.

As ocorrências de atropelamentos foram extraídas do conjunto de dados “BRAZIL ROAD-KILL” (Grilo *et al.*, 2018), que reúne informações coletadas por diversos observadores sobre a presença de carcaças de animais nas rodovias brasileiras. O conjunto de dados compila registros detalhados, incluindo a data e a hora da ocorrência, localização geográfica e identificação das espécies. As informações foram fornecidas por pesquisadores, órgãos ambientais e outros colaboradores, permitindo uma visão abrangente dos atropelamentos de fauna em diferentes regiões do país. Os dados contidos oferecem uma base sólida para análises sobre a distribuição espacial e temporal dos atropelamentos.

3.2 Áreas de estudo e atropelamentos

As áreas de estudo foram delimitadas por buffers de 2000 metros de raio ao longo de trechos das rodovias em que houve atropelamentos das espécies. Para essas áreas, foram descritas informações sobre sua localização, como estados e municípios, além de dados sobre as características das rodovias. Estas últimas descreveram as rodovias quanto ao seu nível (federais, estaduais ou municipais), categoria de tráfego (rodovias principais ou secundárias, de alta ou baixa velocidade, duplicadas ou de pista simples, etc.) e pavimentação (simples, duplas, asfaltadas ou de terra). Essas informações foram obtidas junto ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2025).

Para verificar a concentrações de registros e identificar áreas com alta incidência de atropelamentos (*hotspots*), para cada trecho das rodovias acrescidas dos buffers, utilizamos uma estimativa de densidade através da análise de Kernel (Okabe; Satoh; Sugihara, 2009), após fazermos uma inspeção manual para deixar apenas as coordenadas no entorno desses 2 km de buffer dessas rodovias. Usamos esse método para identificar pontos críticos de atropelamentos estimando a probabilidade de atropelamentos em diferentes locais a partir da densidade dos pontos de atropelamentos (Bomfim; Melo; Madi, 2024; Karanasios *et al.*, 2021). As estimativas de densidade de Kernel foram realizadas utilizando a ferramenta “Heatmap (Kernel Density Estimation)” do QGIS (QGIS Development Team, 2025), para o Kernel shape “Quartic” e parâmetros de resolução do raster de 0.000278° (~30 m) e para buffers de diferentes raios de 0.0046° (~500 m), 0.0092° (~1000 m), 0.0139° (~1500 m) e 0.01852° (~2000 m). Depois disso, calculamos os valores médios do kernel para cada buffer para os diferentes tamanhos de cada ponto de atropelamento. Entretanto, como os valores médios ficaram muito próximos, optamos por analisar estatisticamente apenas a escala de 2000 m.

3.2 Métricas de paisagem

Para analisar os efeitos da estrutura da paisagem no entorno das ocorrências de atropelamentos, criamos buffers de diferentes raios (500, 1000, 1500 e 2000 m) para essas ocorrências, considerando uma abordagem multi escala que permite a análise da escala de efeito, pois diferentes espécies respondem a diferentes escalas espacial da paisagem (Jackson; Fahrig, 2015; Miguët *et al.*, 2016). Isso permitiu que testássemos se espécies com diferentes capacidades de deslocamento e área de vida tivessem correspondência com as hipóteses e previsões que fizemos para as três espécies. Para esses buffers, fizemos a caracterização da paisagem via mapas de uso e cobertura da terra do MapBiomias da coleção 10 (Souza *et al.*, 2020), onde tentamos conciliar os anos de atropelamento com os anos de mapeamento. Entretanto, muitos dos dados não dispunham dos anos desses atropelamentos, então optamos por usar o ano mais recente do MapBiomias (2024). Esse conjunto de dados do MapBiomias foi gerado a partir de um classificador de floresta aleatória

baseado em píxel aplicado a imagens de satélite Landsat, processadas no Google Earth Engine (Souza *et al.*, 2020).

Convertemos os mapas em rasters binários (não-habitat/habitat, 0/1) para as análises da estrutura da paisagem, definindo como habitat todas as classes consideradas como “Formação Florestal” e “Vegetação Herbácea e Arbustiva” pela legenda da Coleção 10 do MapBiomas: Formação Florestal (classe número 3), Formação Savânica (classe número 4), Mangue (classe número 5), Floresta Alagável (classe número 6), Restinga Arbórea (classe número 49), Campo Alagado e Área Pantanosa (classe número 11), Formação Campestre (classe número 12) e Restinga Herbácea (classe número 50). Seguimos as mesmas classes usadas por Vancine *et al.* (2024) para o agrupamento de classes de “Vegetação Natural”, uma vez que as espécies podem usar também vegetação natural não-florestal. Projetamos todos os mapas vetoriais e raster para a projeção Brazil Policônica com Datum SIRGAS 2000 (EPSG: 5880), pois ocupavam mais de uma zona UTM e era necessário para o cálculo das métricas de paisagem. A caracterização da estrutura da paisagem foi feita por meio de métricas de paisagem, incluindo: (i) porcentagem de habitat, (ii) densidade de fragmentos, (iii) distância média ao vizinho mais próximo, e (iv) densidade de borda. Todas as métricas foram calculadas utilizando o pacote R *landscapemetrics* (Hesselbarth *et al.*, 2019).

3.4 Análise dos dados

Utilizamos a função *multifit*, que permite avaliar a relação entre diversas métricas de paisagem e uma variável de resposta em múltiplas escalas espaciais, identificando a escala de efeito mais relevante (Huais, 2018). Ajustamos Modelos Lineares Generalizados (GLM) com distribuição Gamma, adequado para variáveis contínuas positivas e assimétricas, como os valores da estimativa de densidade Kernel descritas anteriormente. Nesse contexto, a função *multifit* testou modelos separadamente para cada métrica de paisagem (e.g. perda de habitat, fragmentação e isolamento) e para diferentes escalas espaciais (e.g., 500 m, 1000 m, 1500 m e 2000 m), comparando-os com base no Critério de Informação de Akaike (AIC). A escala espacial para uma certa métrica com menor AIC indicou o nível espacial mais adequado para interpretar a relação entre a estrutura da paisagem e a densidade de

atropelamento para cada espécie. Uma vez definida a escala de efeito para as métricas de paisagem, foi realizada novamente uma seleção de modelos para a escolha do modelo mais plausível. Modelos igualmente plausíveis foram selecionados com base nos critérios $\Delta AICc < 2$ e $wAICc > 0,1$ (Burnham; Anderson, 2002). As análises dos resíduos foram feitas através do pacote R DHARMA (Hartig, 2022). Todas as análises foram realizadas utilizando a linguagem R (R Core Team, 2025).

4 RESULTADOS

O número total de atropelamentos envolvendo as espécies selecionadas são apresentados no Quadro 2. Houve maior número de atropelamentos de *Didelphis albiventris*, seguido de *Leopardus geoffroyi* e menor número de atropelamentos de *Myrmecophaga tridactyla*. A Figura 2 apresenta a distribuição dos dados de atropelamentos das três espécies analisadas, com alguns detalhes das rodovias para exemplificar os atropelamentos.

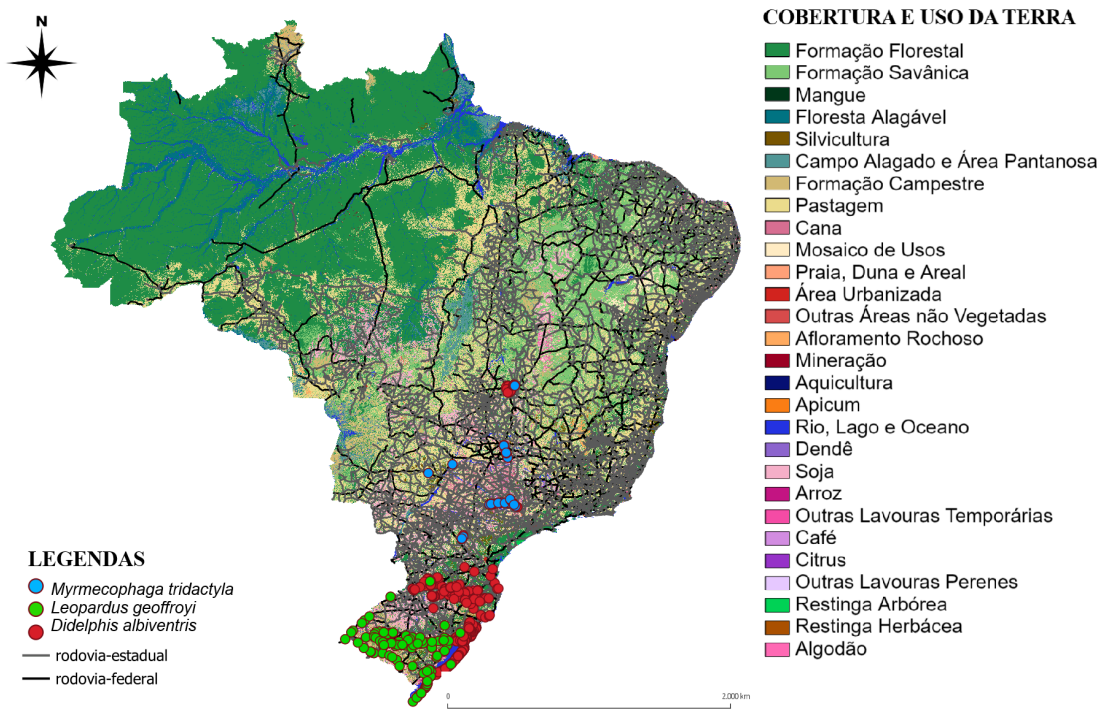
Quadro 2: Registros totais de atropelamentos de indivíduos por espécie.

Espécie	Nome popular	Número de atropelamentos
<i>Didelphis albiventris</i>	gambá-de-orelha-branca	1499
<i>Leopardus geoffroyi</i>	gato-do-mato-grande	167
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	tamanduá-bandeira	39

Fonte: Própria autora.

A distribuição dos atropelamentos de *Didelphis albiventris* ocorreram num gradiente latitudinal que vai do nordeste ao sul do Brasil. Para *Leopardus geoffroyi*, os atropelamentos concentram-se no sul do país, principalmente no Estado do Rio Grande do Sul. E por fim, os atropelamentos de *Myrmecophaga tridactyla* espalham-se pelo centro-oeste até regiões mais ao sul, como o Paraná. As figuras S4, S5 e S6 em Apêndice mostram as análises Kernel dos atropelamentos das rodovias, para diferentes tamanhos de buffer e para as espécies *Didelphis albiventris*, *Leopardus geoffroyi* e *Myrmecophaga tridactyla*, respectivamente.

Figura 2. Distribuição dos atropelamentos das espécies selecionadas no item 3.1 e detalhe de algumas rodovias onde essas espécies foram atropeladas.



Fonte: própria autora (2025).

As tabelas a seguir apresentam os resultados da contribuição das métricas de paisagem associadas às ocorrências de atropelamentos das espécies de mamíferos. Os resultados apresentados na Tabela 01 indicam que, entre os modelos avaliados para explicar a ocorrência de atropelamentos de *Didelphis albiventris*, o modelo ajustado na escala de 500 metros apresentou o melhor ajuste, indicando forte influência para a densidade de borda, com o menor valor de dAICc (0.00) e a maior peso de evidência (wAICc = 0.96).

Tabela 01 - Resultados das métricas de paisagem para *Didelphis albiventris*. GL = Graus de liberdade, dAICc = delta AICc e wAICc = peso do AICc.

Modelos	Escala (m)	Verossimilhança	GL	dAICc	wAICc
Densidade de borda	500	6.94	3	0.00	0.96

Densidade de fragmentos	500	3.53	3	6.83	0.03
Porcentagem de habitat	500	1.83	3	10.24	0.01
Nulo	Nulo	0.00	2	11.88	0.00
Distância média ao vizinho mais próximo	500	0.40	3	13.10	0.00

Fonte: elaborada pela própria autora.

Já para o *Leopardus geoffroyi*, a Tabela 02 apresenta que o modelo com a porcentagem de habitat na escala de 2000 metros foi o que melhor explicou a ocorrência de atropelamento dessa espécie, apresentando o menor valor de dAICc (0.00) e a maior peso de evidência (wAICc = 0.98). Em contraste, o modelo baseado na distância média ao vizinho mais próximo na escala de 2000 metros teve suporte moderado, enquanto os modelos que consideraram densidade de fragmentos, densidade de borda e o modelo nulo, apresentaram valores elevados de dAICc e probabilidades próximas de zero, indicando baixo suporte para esses preditores. Os resultados sugerem que a proporção de habitat disponível é o principal fator espacial associado aos atropelamentos de *Leopardus geoffroyi*.

Tabela 02 - Resultados das métricas de paisagem para *Leopardus geoffroyi*. GL = Graus de liberdade, dAICc = delta AICc e wAICc = peso do AICc.

Modelos	Escala	Verossimilhança	GL	dAICc	wAICc
Porcentagem de habitat	2000	7.84	3	0.00	0.98
Distância média ao vizinho mais próximo	2000	3.70	3	8.28	0.02

Densidade de fragmentos	2000	2.23	3	11.20	0.00
Densidade de borda	2000	1.20	3	13.26	0.00
Nulo	Nulo	0.00	2	13.60	0.00

Fonte: elaborada pela própria autora.

Por fim, a Tabela 03 apresenta os resultados obtidos para *Myrmecophaga tridactyla*. O modelo indicado como maior suporte para explicar a ocorrência de atropelamentos foi baseado na densidade de fragmentos na escala de 2000 metros, com o menor valor de dAICc (0.00) e o maior peso de evidência (wAICc = 0.76). Em segundo lugar, o modelo que utilizou a porcentagem de habitat para 500 m também apresentou algum suporte (dAICc = 3.50; wAICc = 0.13), embora consideravelmente inferior. Os demais modelos, incluindo o modelo nulo, apresentam valores elevados de dAICc e probabilidades muito baixas, indicando fraco poder explicativo. Portanto, esses resultados sugerem que a densidade de fragmentos na escala de 2000 m é o principal fator associado ao atropelamento de *Myrmecophaga tridactyla*.

Tabela 03 - Resultados das métricas de paisagem para *Myrmecophaga tridactyla*.

GL = Graus de liberdade, dAICc = delta AICc e wAICc = peso do AICc.

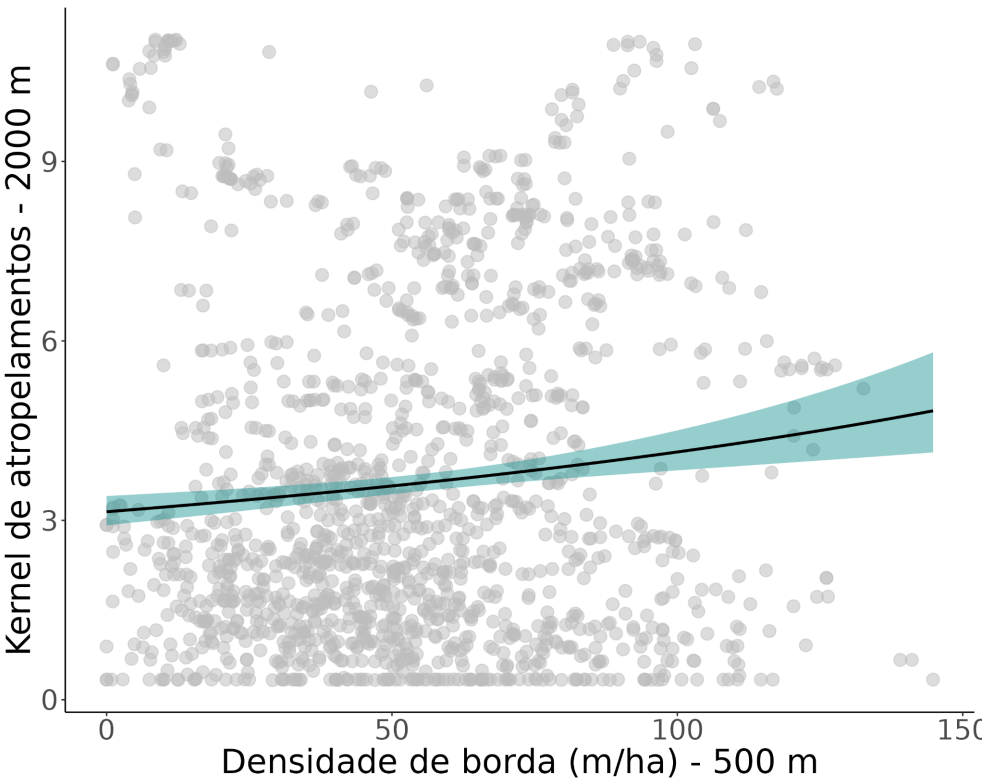
Modelos	Escala	Verossimilhança	GL	dAICc	wAICc
Densidade de fragmentos	2000	3.75	3	0.00	0.76
Porcentagem de habitat	500	2.00	3	3.50	0.13
Nulo	Nulo	0.00	2	5.15	0.06
Distância média ao	2000	0.70	3	6.09	0.04

vizinho mais					
próximo					
Densidade	500	0.03	3	7.45	0.02
de borda					

Fonte: elaborada pela própria autora.

Os gráficos a seguir apresentam os resultados das métricas de paisagem associadas aos valores de densidade de Kernel de atropelamentos para um raio de 2000 metros, destacando a principal variável que melhor explicou a ocorrência de atropelamentos para cada uma das espécies analisadas (Tabelas 1, 2 e 3). Para *Didelphis albiventris*, quanto maior é a quantidade de borda na escala de 500 m, maior foi a concentração de atropelamentos, apesar dessa relação não parecer ser tão forte e haver um aumento da incerteza para maiores valores de borda (aumento da área colorida) (Figura 3).

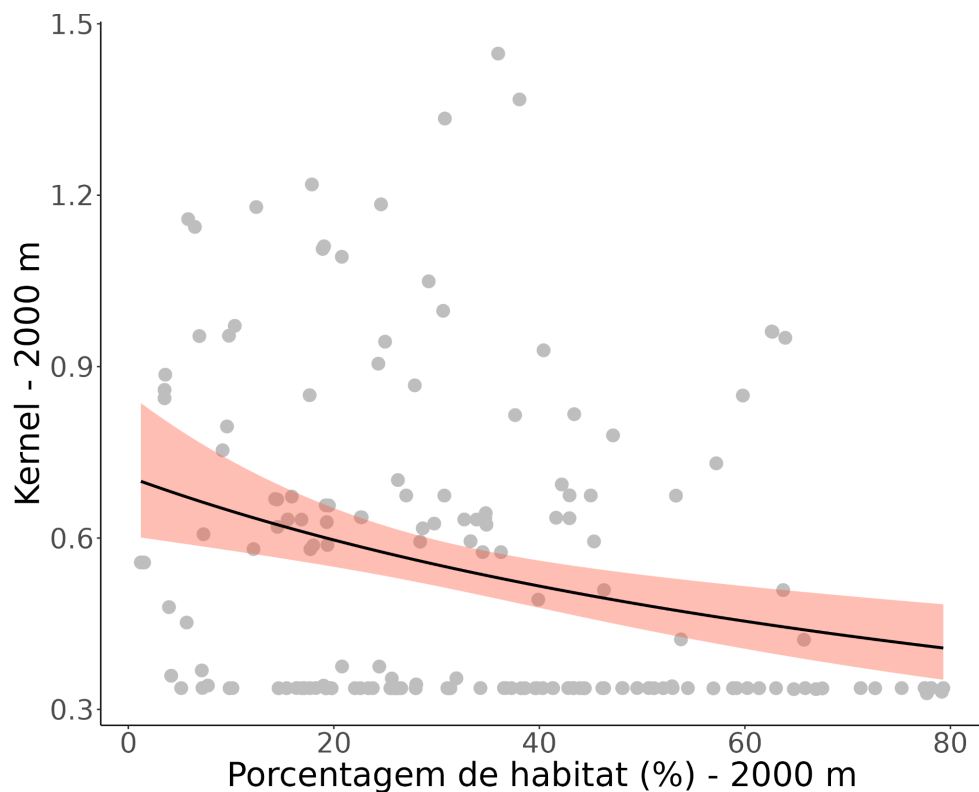
Figura 3: Relação entre densidade de borda e a densidade de atropelamento de *Didelphis albiventris*. Intervalo de confiança de 95% para a área colorida.



Fonte: elaborado pela própria autora.

As análises para *Leopardus geoffroyi*, mostraram que quanto maior for a porcentagem de habitat na escala de 2000 m, menor foi a concentração de atropelamentos. Essa relação se mostrou relativamente forte, com uma incerteza constante para toda a relação (Figura 4).

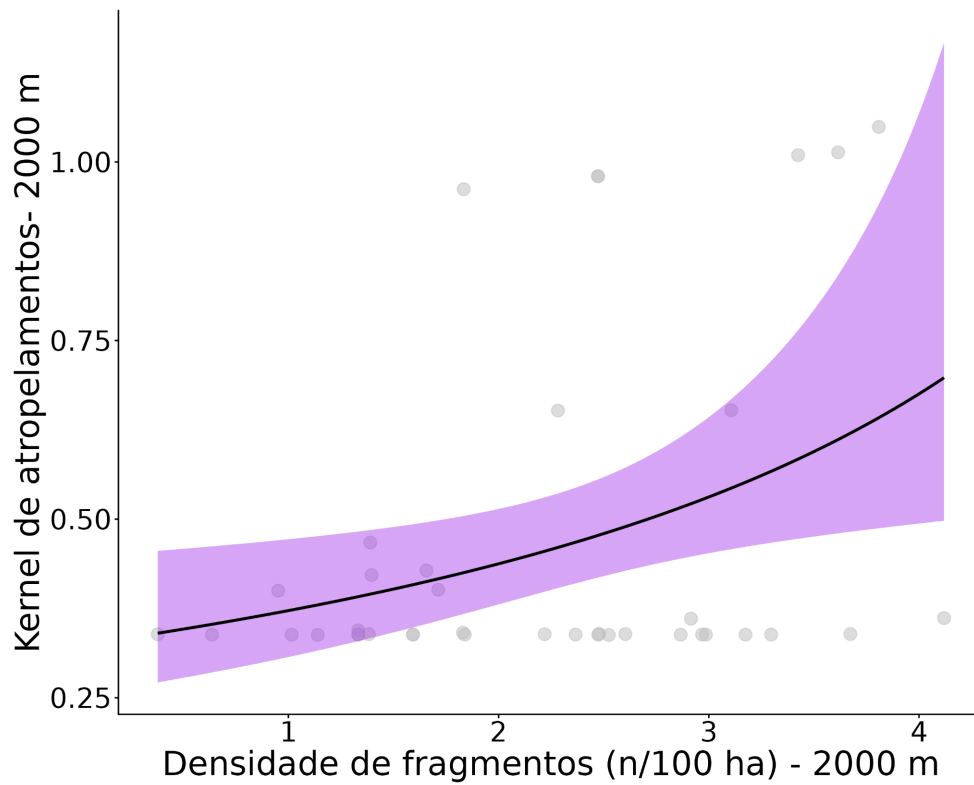
Figura 4: Relação entre a quantidade de habitat e a densidade de atropelamento de *Leopardus geoffroyi*. Intervalo de confiança de 95% para a área colorida.



Fonte: elaborado pela própria autora.

Por fim, para *Myrmecophaga tridactyla*, parece haver um efeito bastante pronunciado do aumento da densidade de fragmentos na escala de 500 m, aumentando a concentração de atropelamentos, com aumento da incerteza para toda a valores mais altos da relação (Figura 5).

Figura 5: Relação entre a densidade de fragmentos e a densidade de atropelamento de *Myrmecophaga tridactyla*. Intervalo de confiança de 95% para a área colorida.



Fonte: elaborado pela própria autora.

Todos os modelos, apesar do uso mais adequado da família de distribuição de erros (Gamma) e da quantidade relativamente grande de pontos (menos para *Myrmecophaga tridactyla*), mostraram problemas quanto à análise dos resíduos, como mostrado nas Figuras S1, S2 e S3, em Apêndice.

5 DISCUSSÃO

A espécie com maior número de ocorrências de atropelamento foi *Didelphis albiventris* (gambá-de-orelha-branca), com 1.499 registros, representando 87,6% do total de animais amostrados no presente estudo. Esse padrão de dominância também foi observado por Mantovani (2001) e Prada (2004). A maior parte dos registros pode ser atribuída à abundância relativamente alta de *Didelphis albiventris* em comparação às demais espécies, sendo o principal representante da ordem Didelphimorphia no Brasil (Gazarini; Brito; Bernardi, 2008), e à sua alta capacidade de adaptar-se a ambientes urbanos, desenvolvendo hábitos sinantrópicos (capacidade de animais silvestres de se adaptam a ambientes urbanos) (Sanches *et al.*, 2012).

Os resultados obtidos contrariam a hipótese inicial de que a presença de bordas reduziria o risco de atropelamentos dessa espécie. Na verdade, observou-se uma relação positiva entre o aumento da densidade de borda e os registros de atropelamentos de *Didelphis albiventris*, indicando que áreas mais fragmentadas, com maior proporção de bordas, apresentaram maior frequência de atropelamentos. Nossos resultados também demonstraram que essa espécie respondeu na escala de 500 m, apesar de ser uma espécie que se movimenta muito pela paisagem, nossos resultados demonstraram que a espécie deve sofrer mais atropelamento numa estrutura mais local da paisagem. Esse padrão pode estar relacionado ao comportamento da espécie, que utiliza bordas de habitat em busca de recursos ou deslocamento entre fragmentos. Como consequência, essa maior atividade nas bordas pode aumentar o risco de colisões com veículos.

A maioria dos atropelamentos de *Didelphis albiventris* provavelmente ocorreu em zonas rurais, onde as rodovias atravessam áreas agrícolas e fragmentos de vegetação nativa, caracterizando uma alta fragmentação e isolamento de habitats. Essa estrutura fragmentada, aliada à escassez de passagens seguras para a fauna, como corredores ecológicos, dificulta a conectividade entre habitats, forçando os animais a percorrerem longas distâncias em áreas abertas e expostas. Isso pode explicar o elevado número de ocorrência registrados e ainda, confirmar a hipótese de que, espécies com menor capacidade de locomoção estariam mais suscetíveis ao atropelamento, já que o comportamento letárgico de percorrer longas distâncias a

procura de alimento aumentam seus riscos de colisão com veículos (Pinto *et al.*, 2018).

Uma das espécies de mamíferos silvestres mais comuns encontradas no Brasil em áreas abertas é o *Didelphis albiventris* (Paglia *et al.*, 2012). No entanto, além de ter sido a espécie com maior número de atropelamentos registrados neste estudo, esse padrão também foi observado em outras pesquisas, como a de (Konzen *et al.*, 2024), que apontou *Didelphis albiventris* como a espécie mais impactada pelas rodovias. Esses resultados reforçam a elevada vulnerabilidade da espécie à mortalidade viária, possivelmente relacionada ao seu comportamento generalista e ampla distribuição em ambientes alterados. Vynne *et al.* (2011), em estudo realizado na região do Parque Nacional das Emas, observou que a presença do tamanduá-bandeira em estradas ocorreu exclusivamente em paisagens mais antropizadas, sugerindo um possível comportamento adaptativo voltado à redução do tempo de deslocamento entre fragmentos de habitat adequados. Essa estratégia, embora funcional para a espécie, pode aumentar sua exposição ao risco de colisões, especialmente em áreas com maior fragmentação florestal, onde o trânsito entre os fragmentos se torna mais arriscado para a espécie.

Foram registradas 167 ocorrências de atropelamento de *Leopardus geoffroyi* (gato-do-mato-grande), todas restritas ao estado do Rio Grande do Sul. Essa espécie geralmente se concentra em habitats com vegetação densa, predominantemente arbustiva e arbórea, estando possivelmente associado à abundância de presas e à necessidade de abrigo (Johnson; Franklin, 1991). No entanto, observou-se que as maiores densidades de atropelamento ocorreram justamente em áreas com menor cobertura vegetal, evidenciando a vulnerabilidade do *Leopardus geoffroyi* em ambientes mais abertos. Observou-se que a proporção de habitat disponível foi o principal fator associado à ocorrência da espécie, evidenciando uma relação entre a cobertura de habitat e os registros de atropelamentos.

Da mesma forma que para *Myrmecophaga tridactyla*, a escala de efeito concentrou-se em 2000 m, também relacionada à sua baixa densidade populacional e necessidade de grandes áreas de vida. Os resultados confirmam a hipótese de que áreas com maior porcentagem de habitat apresentam menor número de atropelamentos de *Leopardus geoffroyi*. De forma semelhante, Sartor (2020) identificou que a espécie apresenta preferência por ambientes florestais, que

provavelmente favorecem o deslocamento dos indivíduos, ao passo que áreas agrícolas e rodovias funcionam como barreiras, elevando o risco de mortalidade por atropelamento.

Embora a proporção de habitat tenha se destacado como o principal fator associado à ocorrência de atropelamentos de *Leopardus geoffroyi*, outros elementos ambientais podem influenciar sua presença próximo de rodovias, sugerindo a possibilidade de variáveis adicionais envolvidas nos registros de atropelamento. A dieta do *Leopardus geoffroyi* é bastante variada, mas tem como principal item o roedor *Cavia aperea*, popularmente conhecido como preá (Sousa; Bager, 2008). Esses roedores tendem a ocupar habitats lineares, como margens de rodovias e estradas, onde há adensamento de gramíneas altas, vegetação essencial para a construção de seus túneis (Guichón; Cassini, 1998). Essa característica pode favorecer a presença do predador nesses ambientes, uma vez que acompanha a distribuição de suas presas, contribuindo para a adaptação do felino às bordas das estradas e, conseqüentemente, aumenta o risco de atropelamento nessas áreas. Esses fatores, somados à perda de habitat, podem ser determinantes para sua atual classificação como espécie vulnerável na Lista Vermelha da IUCN.

No total, tivemos 39 ocorrências de atropelamento de *Myrmecophaga tridactyla* (tamanduá-bandeira). Há estudos que relatam a distribuição da espécie em todos os biomas e territórios brasileiros (Paglia et al., 2012), já outros contrariam dizendo que atualmente seja possível que esteja extinta nos estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (FATMA, 2011; Miranda; Bertassoni; Abba, 2014). No nosso estudo, a ocorrência de atropelamentos da espécie foi encontrada nos estados de São Paulo até o Paraná. Os resultados obtidos confirmam a hipótese de que áreas com maior densidade de borda elevam o risco de atropelamento para *Myrmecophaga tridactyla*.

Observou-se uma relação positiva entre a densidade de fragmentos e a frequência de registros de atropelamentos, indicando que paisagens mais fragmentadas, com maior número de fragmentos estão associadas a uma maior taxa de mortalidade. A espécie tolera uma ampla variedade de habitats, incluindo campos limpos, cerrados, florestas e áreas agrícolas (Miranda; Bertassoni; Abba, 2014). Em cenários de maior fragmentação, é provável que esses indivíduos sejam forçados a percorrer distâncias maiores entre fragmentos, implicando no cruzamento de rodovias. Além disso, como é uma espécie de grande porte e baixa densidade

populacional, a resposta se deu na escala de 2000 m. Consequentemente, o maior número de fragmentos indica efeitos diretos da fragmentação e do risco de exposição às estradas.

Estradas não pavimentadas, geralmente associadas a maior influência antrópica, como agricultura, pastagens, maior circulação de pessoas e veículos, são menos utilizadas por *Myrmecophaga tridactyla* (Paschoal *et al.*, 2020; Srbek-Araujo; Chiarello, 2008). Isso sugere que a espécie evita áreas de maior perturbação humana, concentrando sua movimentação em zonas com vegetação mais conservada, incluindo trechos de rodovias pavimentadas inseridos em áreas de maior conectividade florestal, locais que, justamente por isso, se tornam mais perigosos em termos de atropelamento.

Para reduzir o elevado número de atropelamentos de animais silvestres, algumas medidas vêm sendo adotadas, entre elas a construção de passagens de fauna. Essas estruturas funcionam como corredores seguros, permitindo que os animais mantenham suas rotas naturais de deslocamento, mesmo diante da presença de rodovias e outras vias de tráfego intenso. As passagens de fauna são, entre os métodos aplicados, os mais eficientes descritos na literatura (Forman *et al.*, 2003; Grilo; Bissonette; Santos-Reis, 2009; Iuell, 2003; Lauxen, 2012). Além de proporcionarem travessias seguras, as passagens de fauna se destacam como estruturas eficazes de mitigação ambiental. Sua principal função é restabelecer a conectividade entre fragmentos de habitat, possibilitando o fluxo genético entre populações silvestres e contribuindo diretamente para a viabilidade populacional das espécies afetadas pela fragmentação do ambiente natural (Corlatti; Hackländer; Frey-Roos, 2009).

A fauna silvestre responde distintamente às mudanças estruturais no ambiente e ao aumento do tráfego rodoviário (Lima *et al.*, 2015). A eficácia das medidas de mitigação está diretamente relacionada às particularidades biológicas e ecológicas das espécies que habitam cada região. Além disso, os pontos críticos de atropelamento variam conforme o grupo ecológico, indicando a necessidade de estratégias específicas para cada grupo (Gunson & Teixeira, 2015). O comportamento individual e como as diferentes espécies percebem e utilizam as passagens de fauna também devem ser considerados, uma vez que suas preferências variam significativamente. Por isso, é fundamental contar com a atuação de profissionais com conhecimento aprofundado sobre a etologia da fauna

local, a fim de desenvolver soluções adaptadas às necessidades específicas das espécies. Enquanto algumas demonstram preferência por passagens amplas e abertas, outras tendem a utilizar com maior frequência estruturas mais fechadas (Clevenger & Waltho, 2005; Huijser et al., 2007). Para que essas medidas tenham aplicação prática e efetiva, é essencial que todos os grupos de interesse estejam envolvidos no processo de elaboração, implementação e monitoramento das estratégias de mitigação. Isso requer uma atuação conjunta entre pesquisadores, órgãos ambientais e agências rodoviárias. O planejamento de rodovias, cercas e estruturas de travessia para a fauna deve ocorrer integradamente à concepção e construção das estradas, e não como uma etapa posterior (Huijser & McGowen, 2010).

É importante destacar que esta pesquisa apresentou algumas limitações que podem influenciar a interpretação dos resultados. Uma das principais restrições diz respeito às métricas de atropelamentos e de paisagem utilizadas, especialmente no que se refere à discrepância entre os anos de registros de atropelamentos e os anos em que foi realizado o mapeamento de uso da fauna. Essa diferença temporal pode comprometer a precisão na identificação de padrões consistentes ao longo do tempo. Além disso, a estimativa do cálculo de densidade por meio do método de Kernel foi realizada utilizando somente um tipo de parâmetro, restringindo a amplitude das análises possíveis. A adoção de diferentes configurações ou métodos comparativos poderia oferecer uma visão mais abrangente e confiável da distribuição dos atropelamentos, permitindo interpretações mais robustas. Tais limitações, portanto, devem ser consideradas na leitura e avaliação dos resultados obtidos.

6 CONCLUSÃO

O atropelamento e a perda de indivíduos da fauna silvestre representam um dos impactos ambientais mais visíveis advindos das rodovias. Quando combinados a outras formas de intervenção na paisagem, esses efeitos se intensificam, comprometendo a integridade dos ecossistemas e a viabilidade das populações locais, chegando até a causar a extinção regional de certas espécies. Dessa forma, não basta apenas garantir habitat suficiente, de boa qualidade e bem conectado, é fundamental assegurar que os animais que habitam esses espaços permaneçam vivos. Dessa forma, as estimativas de atropelamento tornam-se ferramentas essenciais para compreender a magnitude do problema e orientar estratégias eficazes de conservação.

Nesse sentido, o presente estudo oferece contribuições relevantes para a ecologia de rodovias, especialmente no que diz respeito à compreensão dos fatores que influenciam os atropelamentos da mastofauna. As perguntas investigadas foram estruturadas com possibilidade de subsidiar o delineamento amostral de futuras pesquisas e embasar o desenvolvimento de medidas mitigadoras mais eficazes. As análises demonstraram que o risco de atropelamento não é uniforme entre as espécies, influenciado por fatores ecológicos específicos, como a capacidade de locomoção, comportamento de deslocamento e extensão das áreas de vida, que afetam de maneira diferenciada a vulnerabilidade de cada espécie.

O elevado número de atropelamentos de *Didelphis albiventris* parece confirmar que espécies com menor capacidade de locomoção são mais suscetíveis a esse tipo de mortalidade. Da mesma forma, mamíferos com áreas de vida mais amplas, como *Leopardus geoffroyi* e *Myrmecophaga tridactyla*, apresentaram densidades menores, mas expressivas de atropelamentos, reforçando a relação entre maior deslocamento e exposição ao risco nas rodovias. Entretanto, a hipótese de que a vegetação ao redor das estradas atuaria como fator mitigador não foi totalmente confirmada, uma vez que a proporção de habitat foi determinante para os atropelamentos de *Leopardus geoffroyi*, enquanto a densidade de borda e fragmentos, associadas à fragmentação, esteve mais relacionada aos casos de *Didelphis albiventris* e *Myrmecophaga tridactyla*, respectivamente.

Diante desses resultados, torna-se evidente que a conservação da mastofauna frente aos impactos exige a implementação de ações mitigatórias, uma

vez que soluções genéricas sem considerar as particularidades das espécies nem sempre apresentam eficácia (Assis; Giacomini; Ribeiro, 2019). Medidas como corredores de passagem de fauna, sinalização adequada, controle de velocidade, cercas, uso de repelentes e sistemas de detecção de animais têm se mostrado úteis (van der Grift; van der Ree; Jaeger, 2015; van der Grift *et al.*, 2013; Huijser; McGowen, 2010). Porém, sua efetividade depende diretamente da compatibilidade com o comportamento, ecologia e necessidades de cada grupo animal (Mata *et al.*, 2008). Assim, o planejamento e a aplicação dessas estratégias devem ser orientados por dados científicos, como os apresentados neste estudo, a fim de reduzir a mortalidade por atropelamento e promover a conectividade funcional entre habitats fragmentados.

Contudo, os resultados deste estudo destacam a necessidade na priorização de ações de conservação voltadas especialmente para espécies ameaçadas de extinção, como *Leopardus geoffroyi* e *Myrmecophaga tridactyla*, reconhecidas pela Lista Vermelha da IUCN (2014, 2015). Além disso, torna-se evidente que medidas mitigadoras só serão eficazes se forem desenvolvidas e implementadas a partir de uma abordagem conjunta e multidisciplinar, envolvendo pesquisadores, gestores públicos e planejadores de infraestrutura (Assis; Giacomini; Ribeiro, 2019). A combinação entre a abordagem estatística, mapas de calor e técnicas de geoprocessamento demonstrou ser essencial para a geração de dados técnicos capazes de orientar intervenções mais seguras. Assim, este trabalho reforça a importância da articulação entre ciência e gestão para garantir a prática das soluções propostas, bem como o monitoramento contínuo de sua eficácia, sobretudo, promovendo permanência e a sobrevivência das espécies nas áreas influenciadas por infraestruturas viárias.

REFERÊNCIAS

ALEGRE, V. B. *et al.* Ecological traits explain wild felid responses to human-modified landscapes in Brazil: An open-data approach for conservation. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 311, p. 111461, 2025.

ANDRADE, E. V. E. D.; MOURA, G. J. B. D. Proposta de manejo das rodovias da REBIO Salinho para mitigação do impacto sobre a anurofauna de solo. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, [s. l.], v. 2, n. 2, p. 24–38, 2011.

ASSIS, J. C.; GIACOMINI, H. C.; RIBEIRO, M. C. *Road Permeability Index: Evaluating the heterogeneous permeability of roads for wildlife crossing.* **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 99, p. 365–374, 2019.

BAGER, A. *et al.* Fauna selvagem e atropelamento: diagnóstico do conhecimento brasileiro. *In: ÁREAS PROTEGIDAS: REPENSANDO AS ESCALAS DE ATUAÇÃO.* [S. l.: s. n.], 2017. p. 49–62.

BENÍTEZ-LÓPEZ, A.; ALKEMADE, R.; VERWEIJ, P. A. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 143, n. 6, p. 1307–1316, 2010.

BOMFIM, D. A. S.; MELO, C. M.; MADI, R. R. Wildlife roadkill hotspots on roads crossing Conservation Units in the State of Sergipe, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 84, p. e284807, 2024.

BOSCOLO, D.; METZGER, J. P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales?. **Landscape Ecology**, [s. l.], v. 24, n. 7, p. 907–918, 2009.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach.** 2nd eded. New York: Springer, 2002.

CASSIMIRO, I. M. F.; RIBEIRO, M. C.; ASSIS, J. C. How did the animal come to cross the road? Drawing insights on animal movement from existing roadkill data and expert knowledge. **Landscape Ecology**, [s. l.], v. 38, n. 8, p. 2035–2051, 2023.

CERQUEIRA, R. *et al.* Fragmentação: alguns conceitos. *In: [S. l.: s. n.], 2005. p. 23–40.*

CLEVENGER, A. P.; WALTHO, N. Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 121, n. 3, p. 453–464, 2005.

CORLATTI, L.; HACKLÄNDER, K.; FREY-ROOS, F. Ability of Wildlife Overpasses to Provide Connectivity and Prevent Genetic Isolation. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 23, n. 3, p. 548–556, 2009.

COSTA, L. *et al.* Conservação de mamíferos no Brasil. **Megadiversidade**, [s. l.], v. 1, p. 103–112, 2005.

CUSHMAN, S. A.; LEWIS, J. S. Movement behavior explains genetic differentiation in American black bears. **Landscape Ecology**, [s. l.], v. 25, n. 10, p. 1613–1625, 2010.

DEVELEY, P. F.; STOUFFER, P. C. Effects of Roads on Movements by Understory Birds in Mixed-Species Flocks in Central Amazonian Brazil. [s. l.], 2001. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10088/1412>. Acesso em: 4 set. 2025.

DIRZO, R.; MIRANDA, A. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. **Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions**, [s. l.], p. 273–287, 1991.

EIZIRIK, E. *et al.* Refined mapping and characterization of the geographic contact zone between oncilla and Geoffroy's cat in Southern Brazil. **Cat News**, [s. l.], v. 45, n. 45, p. 8, 2006.

FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [s. l.], v. 48, n. Volume 48, 2017, p. 1–23, 2017.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, [s. l.], v. 40, n. 9, p. 1649–1663, 2013.

FATMA. **Lista das espécies da fauna ameaçada de extinção em Santa Catarina**. [S. l.]: Relatório Técnico Final, 2011.

FORMAN, R. T. T. *et al.* **Road Ecology: Science and Solutions**. Washington, DC: Island Press, 2003.

FRAGOSO, J. **Large mammals and the dynamics of an Amazonian rain forest**. 1994. PhD Thesis - PhD Thesis, University of Florida (FL), [s. l.], 1994.

GAZARINI, J.; BRITO, J. E.; BERNARDI, I. P. Predações oportunísticas de morcegos por *Didelphis albiventris* no sul do Brasil. **Chiroptera Neotropical**, [s. l.], v. 14, n. 2, p. 408–411, 2008.

GONÇALVES-SOUZA, T. *et al.* LANDFRAG : A Dataset to Investigate the Effects of Forest Loss and Fragmentation on Biodiversity. **Global Ecology and Biogeography**, [s. l.], v. 34, n. 2, p. e70015, 2025.

GONÇALVES-SOUZA, T. *et al.* Species turnover does not rescue biodiversity in fragmented landscapes. **Nature**, [s. l.], v. 640, n. 8059, p. 702–706, 2025.

GRILO, C. *et al.* BRAZIL ROAD-KILL: a data set of wildlife terrestrial vertebrate road-kills. **Ecology**, [s. l.], v. 99, n. 11, p. 2625–2625, 2018.

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

GUICHÓN, M. L.; CASSINI, M. H. Role of diet selection in the use of habitat by pampas cavies *Cavia aperea pamparum* (Mammalia, Rodentia). **mamm**, [s. l.], v. 62, n. 1, p. 23–36, 1998.

GUNSON, Kari; TEIXEIRA, Fernanda Zimmermann. **Road-wildlife mitigation planning can be improved by identifying the patterns and processes associated with wildlife vehicle collisions**. Handbook of road ecology, p. 101-109, 2015.

HARTIG, F. **DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models**. [S. l.: s. n.], 2022. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>.

HESELBARTH, M. H. K. *et al.* landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. **Ecography**, [s. l.], v. 42, n. 10, p. 1648–1657, 2019.

HOLDEREGGER, R.; DI GIULIO, M. The genetic effects of roads: A review of empirical evidence. **Basic and Applied Ecology**, [s. l.], v. 11, n. 6, p. 522–531, 2010.

HUAIS, P. Y. multfit: an R function for multi-scale analysis in landscape ecology. **Landscape Ecology**, [s. l.], v. 33, n. 7, p. 1023–1028, 2018.

HUIJSER, M. P. *et al.* Wildlife-vehicle collision and crossing mitigation measures: a toolbox for the Montana Department of Transportation. [s. l.], 2007.

HUIJSER, M. P.; MCGOWEN, P. T. Reducing wildlife-vehicle collisions. *In*: BECKMANN, J. P. *et al.* (org.). **Safe Passages: Highways, Wildlife, and Habitat Connectivity**. Washington, DC: Island Press, 2010. p. 51–74.

HUIJSER, M. P., AND P. T. MCGOWEN. 2010. **Reducing Wildlife-Vehicle Collisions**. In J. P. Beckmann, A. P. Clevenger, M. P. Huijser, and J. A. Hilty (Eds.). Safe passages, pp. 51–74. Island Press, Washington, DC.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **IBGE | Portal do IBGE | IBGE**. [S. l.], 2025. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: 5 set. 2025.

IUELL, B. **Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions**. Brussels: KNNV Uitgeverij, 2003.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. Are ecologists conducting research at the optimal scale?. **Global Ecology and Biogeography**, [s. l.], v. 24, n. 1, p. 52–63, 2015.

JAEGER, J. A. G. *et al.* Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. **Ecological Modelling**, [s. l.], v. 185, n. 2, p. 329–348, 2005.

JOHNSON, W. E.; FRANKLIN, W. L. Feeding and Spatial Ecology of *Felis geoffroyi* in Southern Patagonia. **Journal of Mammalogy**, [s. l.], v. 72, n. 4, p. 815–820, 1991.

JORGE, M. L. S. P. Effects of forest fragmentation on two sister genera of Amazonian rodents (*Myoprocta acouchy* and *Dasyprocta leporina*). **Biological Conservation**, [s. l.], v. 141, n. 3, p. 617–623, 2008.

KARANASIOS, P. *et al.* Exploring hybrid consensus models to assess roadkill. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 294, p. 112886, 2021.

KONZEN, M. Q. *et al.* Inhabiting nearby roads: an analysis of the relationship between the roadkilled mammals and their occurrence close to a highway in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, [s. l.], v. 59, p. e1810–e1810, 2024.

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

LAUXEN, M. da S. **A mitigação dos impactos de rodovias sobre a fauna : um guia de procedimentos para tomada de decisão**. 2012. [s. l.], 2012. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/72378>. Acesso em: 4 set. 2025.

LEE, S. H. **Introdução ao Projeto Geométrico de Rodovias - Coleção Didática**. [S. l.]: UFSC, 2014.

LIMA, S. L., B. F. BLACKWELL, T. L. DEVAULT, AND E. FERNANDEZ -JURICIC. 2015. **Animal reactions to oncoming vehicles: a conceptual review**. *Biol. Rev.* 90: 60–76.

MACPHERSON, R. E. K. *et al.* Run sprint interval training improves aerobic performance but not maximal cardiac output. **Medicine and Science in Sports and Exercise**, [s. l.], v. 43, n. 1, p. 115–122, 2011.

MANTOVANI, J. **Telemetria convencional e via satélite na determinação das áreas de vida de três espécies de carnívoros da região nordeste do estado de São Paulo**. 2001. 118 f. Tese - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2001.

MATA, C. *et al.* Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 88, n. 3, p. 407–415, 2008.

MCNAB, B. K. A Model of the Energy Budget of a Wild Mouse. **Ecology**, [s. l.], v. 44, n. 3, p. 521–532, 1963.

MENEGASSI, Duda. Mãe e filhote de tamanduá-bandeira morrem atropelados em rodovia no MS. ((o))eco, **Salada Verde**, 1 abr. 2021.

MIGUET, P. *et al.* What determines the spatial extent of landscape effects on species?. **Landscape Ecology**, [s. l.], v. 31, n. 6, p. 1177–1194, 2016.

MILLS, L. S.; SOULÉ, M. E.; DOAK, D. F. The Keystone-Species Concept in Ecology and Conservation. **BioScience**, [s. l.], v. 43, n. 4, p. 219–224, 1993.

MIRANDA, F.; BERTASSONI, A.; ABBA, A. *Myrmecophaga tridactyla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e. T14224A47441961. [s. l.], 2014.

OKABE, A.; SATOH, T.; SUGIHARA, K. A kernel density estimation method for networks, its computational method and a GIS-based tool. **International Journal of Geographical Information Science**, [s. l.], v. 23, n. 1, p. 7–32, 2009.

PAGLIA, A. P. *et al.* Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição/annotated checklist of Brazilian mammals. **Occasional papers in conservation biology**, [s. l.], v. 6, n. 6, 2012.

PASCHOAL, A. M. O. *et al.* Anthropogenic Disturbances Drive Domestic Dog Use of Atlantic Forest Protected Areas. **Tropical Conservation Science**, [s. l.], v. 11, n. 1, 2020. Disponível em: <https://bioone.org/journals/tropical-conservation-science/volume-11/issue-1/1940082918789833/Anthropogenic-Disturbances-Drive-Domestic-Dog-Use-of-Atlantic-Forest-Protected/10.1177/1940082918789833.full>. Acesso em: 4 set. 2025.

PEREIRA, J.; LUCHERINI, M.; TRIGO, T. *Leopardus geoffroyi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e. T15310A50657011. [s. l.], 2015.

PERES, C. A. *et al.* Demographic Threats to the Sustainability of Brazil Nut Exploitation. **Science**, [s. l.], v. 302, n. 5653, p. 2112–2114, 2003.

PINTO, F. A. S. *et al.* Giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*) conservation in Brazil: Analysing the relative effects of fragmentation and mortality due to roads. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 228, p. 148–157, 2018.

PRADA, C. **Atropelamento de vertebrados silvestres em uma região fragmentada do nordeste do estado de São Paulo: quantificação do impacto e análise de fatores envolvidos**. 2004. 129 f. Dissertação - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. **QGIS Geographic Information System**. [S. l.]: QGIS Association, 2025. Disponível em: <https://www.qgis.org>.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2025. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

RODRIGUES, E.; PRIMACK, R. B. **Biologia da Conservação**. Londrina: Planta, 2001.

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

RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Reproductive rate and body size predict road impacts on mammal abundance. **Ecological Applications**, [s. l.], v. 21, n. 2, p. 589–600, 2011.

SANCHES, V. Q. A. *et al.* Home-range and space use by *Didelphis albiventris* (Lund 1840) (Marsupialia, Didelphidae) in Mutum Island, Paraná river, Brazil. **Biota Neotropica**, [s. l.], v. 12, p. 50–55, 2012.

SCHONEWALD-COX, C.; BUECHNER, M. Park Protection and Public Roads. In: FIEDLER, P. L.; JAIN, S. K. (org.). **Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation Preservation and Management**. Boston, MA: Springer US, 1992. p. 373–395. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-1-4684-6426-9_15. Acesso em: 4 set. 2025.

SERGIO, F. *et al.* Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [s. l.], v. 39, n. Volume 39, 2008, p. 1–19, 2008.

SHEPARD, D. B. *et al.* Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. **Animal Conservation**, [s. l.], v. 11, n. 4, p. 288–296, 2008.

SOUSA, K. S.; BAGER, A. Feeding habits of Geoffroy's cat (*Leopardus geoffroyi*) in southern Brazil. **Mammalian Biology**, [s. l.], v. 73, n. 4, p. 303–308, 2008.

SOUZA, C. M. *et al.* Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 12, n. 17, p. 2735, 2020.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. Domestic dogs in Atlantic forest preserves of south-eastern Brazil: a camera-trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 68, p. 771–779, 2008.

STEVEN, D. D.; PUTZ, F. E. Impact of Mammals on Early Recruitment of a Tropical Canopy Tree, *Dipteryx panamensis*, in Panama. **Oikos**, [s. l.], v. 43, n. 2, p. 207, 1984.

TERBORGH, J. *et al.* Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. **Science**, [s. l.], v. 294, n. 5548, p. 1923–1926, 2001.

TRIGO, T. C. *et al.* Molecular Data Reveal Complex Hybridization and a Cryptic Species of Neotropical Wild Cat. **Current Biology**, [s. l.], v. 23, n. 24, p. 2528–2533, 2013.

TROMBULAK, S. C.; FRISSELL, C. A. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 18–30, 2000.

TSUNOKAWA, K.; HOBAN, C. J. (org.). **Roads and the Environment: A Handbook**. Washington, D.C: World Bank, 1997.

VAN DER GRIFT, E. A. *et al.* Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. **Biodiversity and Conservation**, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 425–448, 2013.

VAN DER GRIFT, E. A.; VAN DER REE, R.; JAEGER, J. A. G. Guidelines for Evaluating the Effectiveness of Road Mitigation Measures. *In*: HANDBOOK OF ROAD ECOLOGY. [S. l.]: John Wiley & Sons, Ltd, 2015. p. 129–137. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/9781118568170.ch16>. Acesso em: 17 set. 2025.

VANCINE, M. H. *et al.* The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 291, p. 110499, 2024.

VYNNE, C. *et al.* Resource Selection and Its Implications for Wide-Ranging Mammals of the Brazilian Cerrado. **PLOS ONE**, [s. l.], v. 6, n. 12, p. e28939, 2011.

WHITTINGTON, J.; ST. CLAIR, C. C.; MERCER, G. Path Tortuosity and the Permeability of Roads and Trails to Wolf Movement. **Ecology and Society**, [s. l.], v. 9, n. 1, 2004. Disponível em: <https://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art4/>. Acesso em: 4 set. 2025.

WOODROFFE, R.; GINSBERG, J. R. Edge Effects and the Extinction of Populations Inside Protected Areas. **Science**, [s. l.], v. 280, n. 5372, p. 2126–2128, 1998.

YAMADA, Y.; SASAKI, H.; HARAUCHI, Y. Effects of narrow roads on the movement of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in Nopporo Forest Park, Hokkaido. **Journal of Insect Conservation**, [s. l.], v. 14, n. 2, p. 151–157, 2010.

APÊNDICES

Tabela S1 - Análise multiescala dos modelos para métricas de paisagem para *Didelphis albiventris*. AIC = Critério de informação de Akaike.

Variável	Escala	AIC	Estimativa	Valor de p
Porcentagem de habitat	500	6,744.12	-0.0004	0.046
Porcentagem de habitat	1,000	6,745.07	-0.0003	0.086
Porcentagem de habitat	1,500	6,746.25	-0.0003	0.198
Porcentagem de habitat	2,000	6,746.30	-0.0003	0.205
Densidade de fragmentos	500	6,740.71	-0.0042	0.005
Densidade de fragmentos	1,000	6,745.91	-0.0036	0.152
Densidade de fragmentos	1,500	6,747.74	-0.0006	0.850
Densidade de fragmentos	2,000	6,746.00	0.0060	0.165
Distância média ao vizinho mais próximo	500	6,746.98	0.0000	0.339

Variável	Escala	AIC	Estimativa	Valor de p
Distância média ao vizinho mais próximo	1,500	6,747.58	0.0000	0.647
Distância média ao vizinho mais próximo	2,000	6,747.71	0.0000	0.795
Densidade de borda	500	6,733.88	-0.0008	0.000
Densidade de borda	1,000	6,736.33	-0.0009	0.000
Densidade de borda	1,500	6,739.80	-0.0008	0.003
Densidade de borda	2,000	6,741.58	-0.0009	0.008

Fonte: Própria autora (2025).

Tabela S2 - Análise multiescala dos modelos para métricas de paisagem para *Leopardus geoffroyi*. AIC = Critério de informação de Akaike.

Variável	Escala	AIC	Estimativa	Valor de p
Porcentagem de habitat	500	-18.80	0.0061	0.014
Porcentagem de habitat	1,000	-22.26	0.0081	0.003
Porcentagem de habitat	1,500	-25.54	0.0099	0.001
Densidade de fragmentos	500	-11.33	0.0016	0.941
Densidade de fragmentos	1,000	-13.85	0.0589	0.151
Densidade de fragmentos	1,500	-15.56	0.0944	0.064

Densidade de fragmentos	2,000	-15.80	0.1410	0.055
Distância média ao vizinho mais próximo	500	-11.38	-0.0002	0.831
Distância média ao vizinho mais próximo	1,000	-16.16	-0.0024	0.039
Distância média ao vizinho mais próximo	1,500	-13.94	-0.0023	0.130
Distância média ao vizinho mais próximo	2,000	-18.72	-0.0044	0.012
Densidade de borda	500	-11.62	-0.0014	0.624
Densidade de borda	1,000	-11.33	0.0000	0.995
Densidade de borda	1,500	-11.77	0.0024	0.548
Densidade de borda	2,000	-13.73	0.0071	0.161

Fonte: Própria autora (2025).

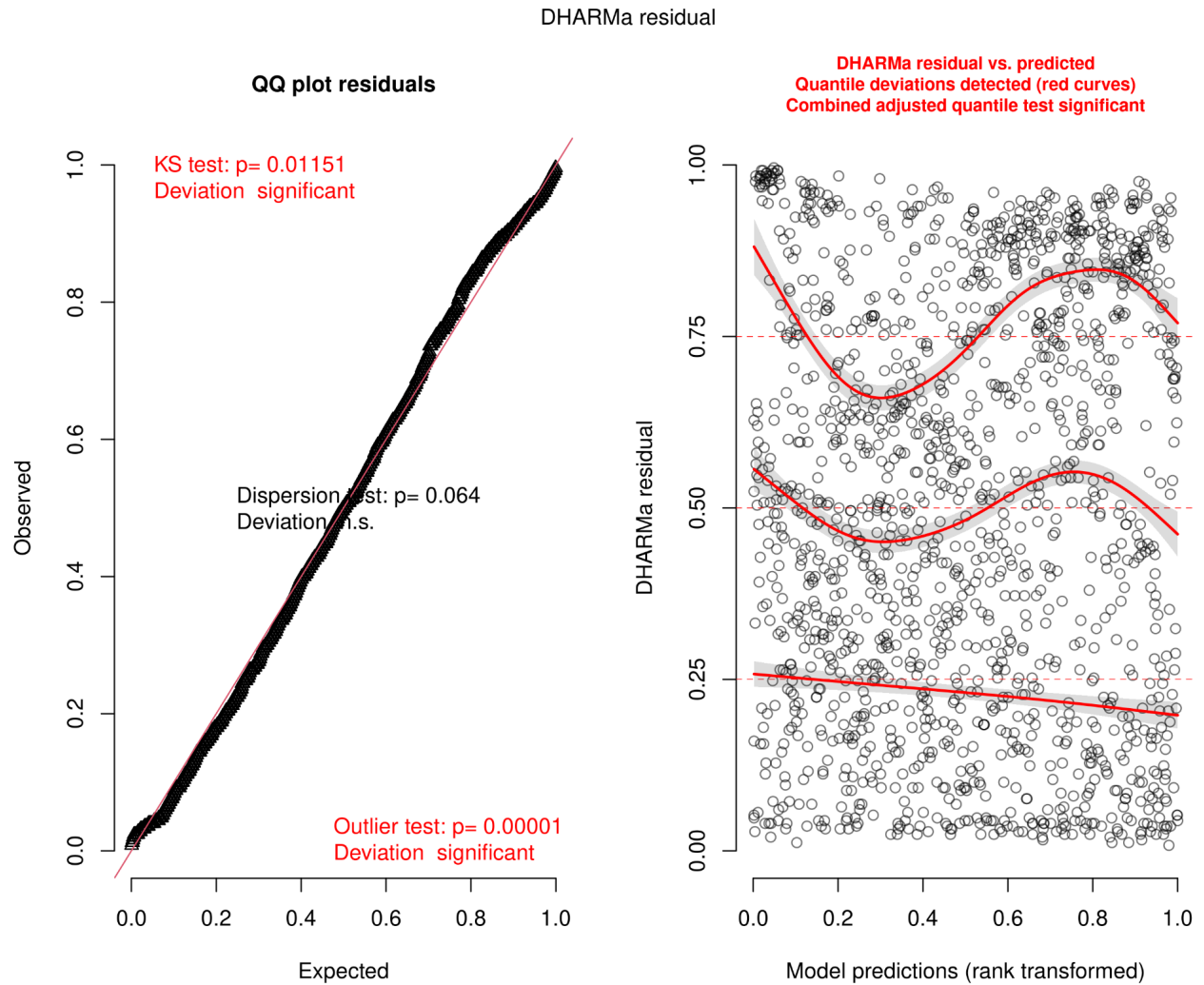
Tabela S3 - Análise multiescala dos modelos para métricas de paisagem para *Myrmecophaga tridactyla*. AIC = Critério de informação de Akaike.

Variável	Escala	AIC	Estimativa	Valor de p
Porcentagem de habitat	500	-18.32	-0.0155	0.091
Porcentagem de habitat	1,000	-16.57	-0.0122	0.218
Porcentagem de habitat	1,500	-15.66	-0.0104	0.348

Porcentagem de habitat	2,000	-15.03	-0.0098	0.495
Densidade de fragmentos	500	-14.38	-0.0106	0.836
Densidade de fragmentos	1,000	-15.41	-0.0907	0.395
Densidade de fragmentos	1,500	-21.68	-0.2678	0.014
Densidade de fragmentos	2,000	-21.82	-0.4024	0.017
Distância média ao vizinho mais próximo	500	-14.37	-0.0015	0.853
Distância média ao vizinho mais próximo	1,500	-14.35	0.0014	0.892
Distância média ao vizinho mais próximo	2,000	-14.34	0.0016	0.905
Densidade de borda	500	-14.93	0.0009	0.540
Densidade de borda	1,000	-15.56	0.0027	0.374
Densidade de borda	1,500	-15.52	0.0028	0.385
Densidade de borda	2,000	-15.73	0.0032	0.350

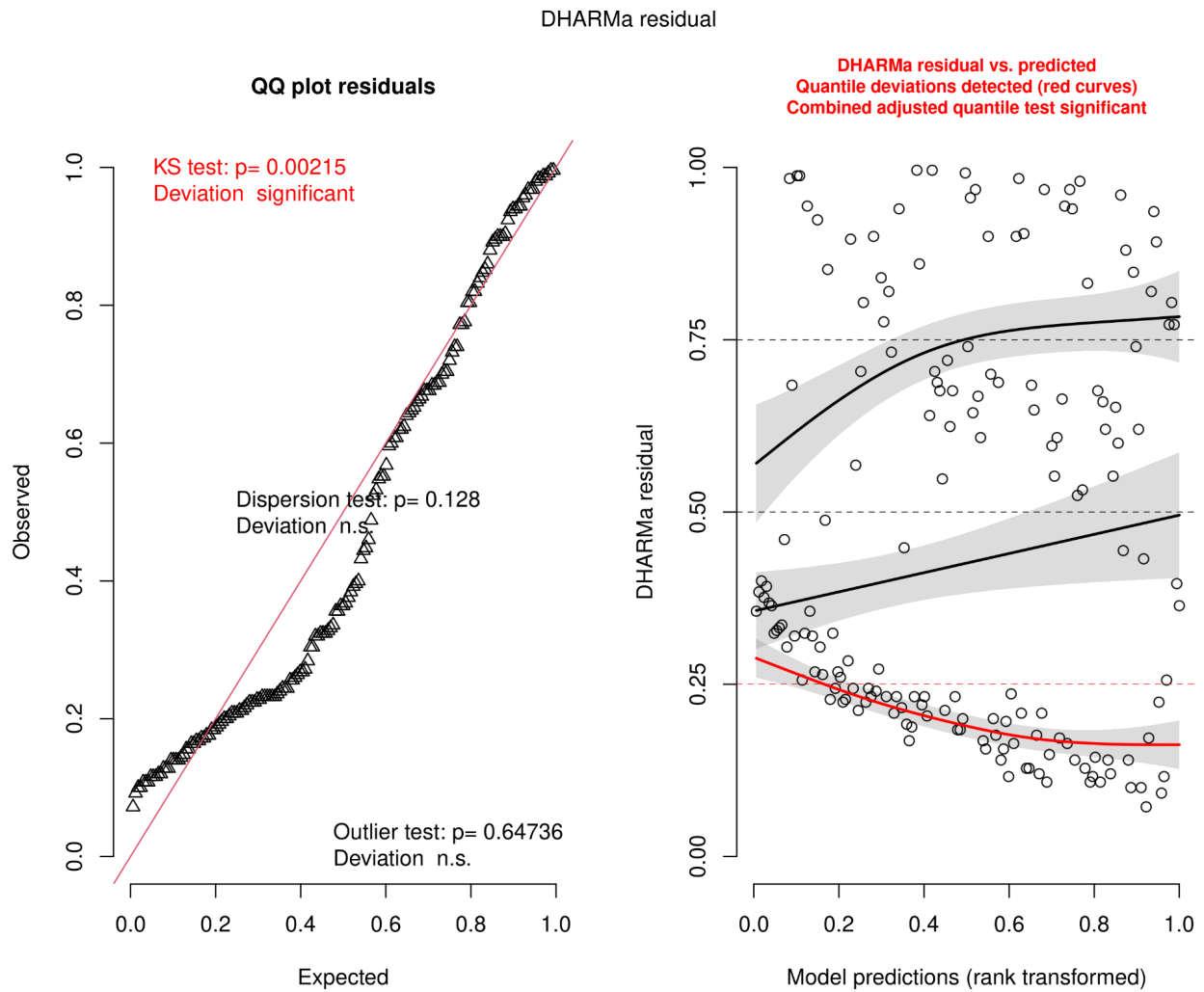
Fonte: Própria autora (2025).

Figura S1: Análise dos resíduos para o modelo mais plausível de *Didelphis albiventris*.



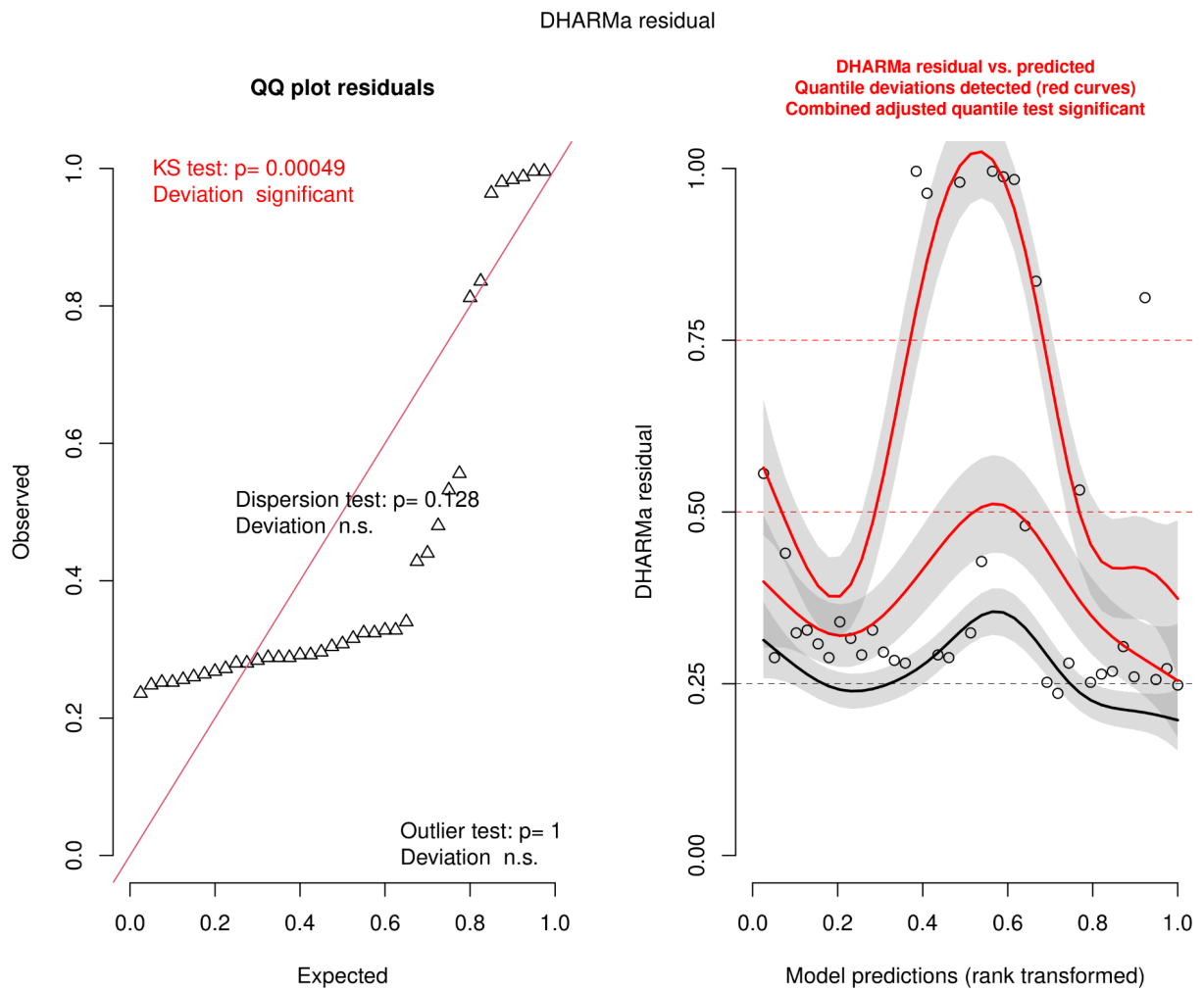
Fonte: Própria autora (2025).

Figura S2: Análise dos resíduos para o modelo mais plausível de *Leopardus geoffroyi*.



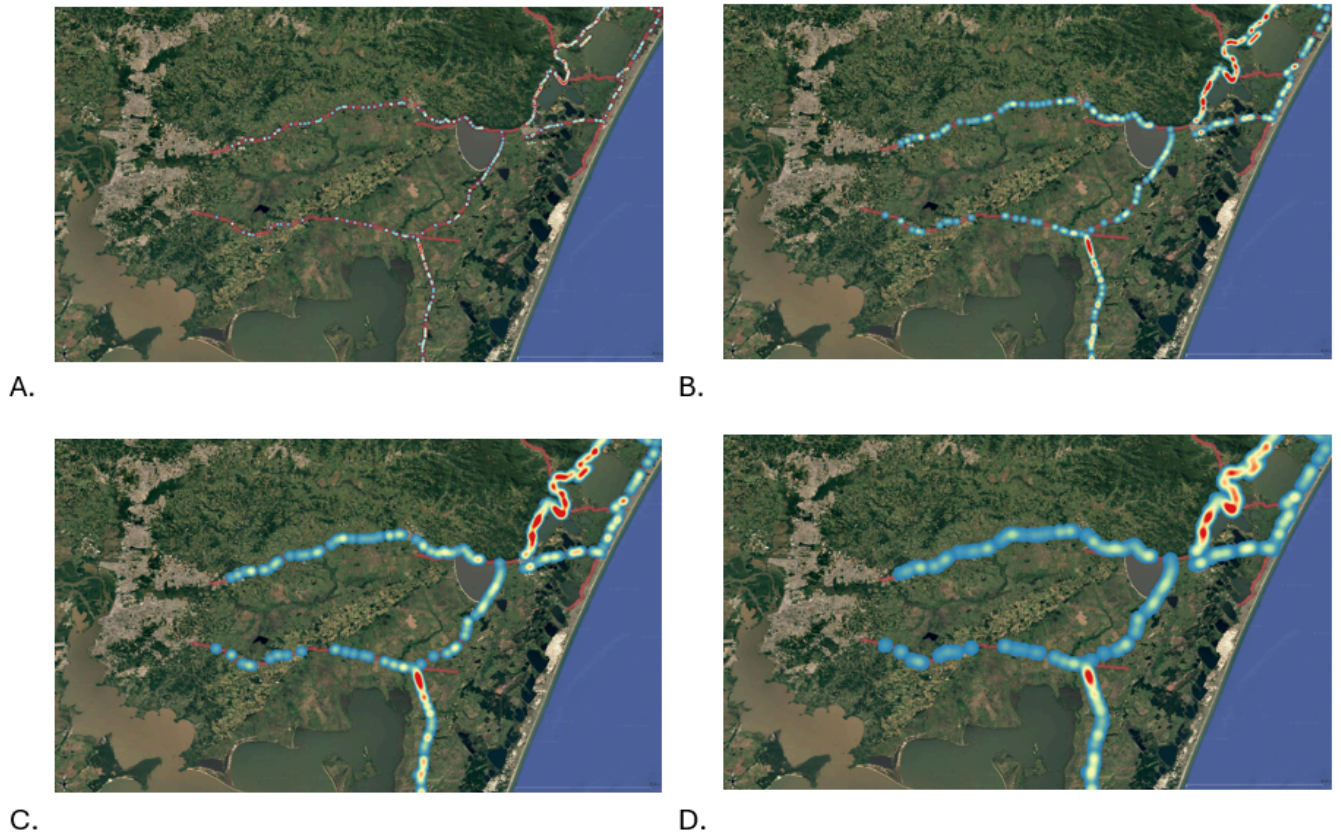
Fonte: Própria autora (2025).

Figura S3: Análise dos resíduos para o modelo mais plausível de *Myrmecophaga tridactyla*.



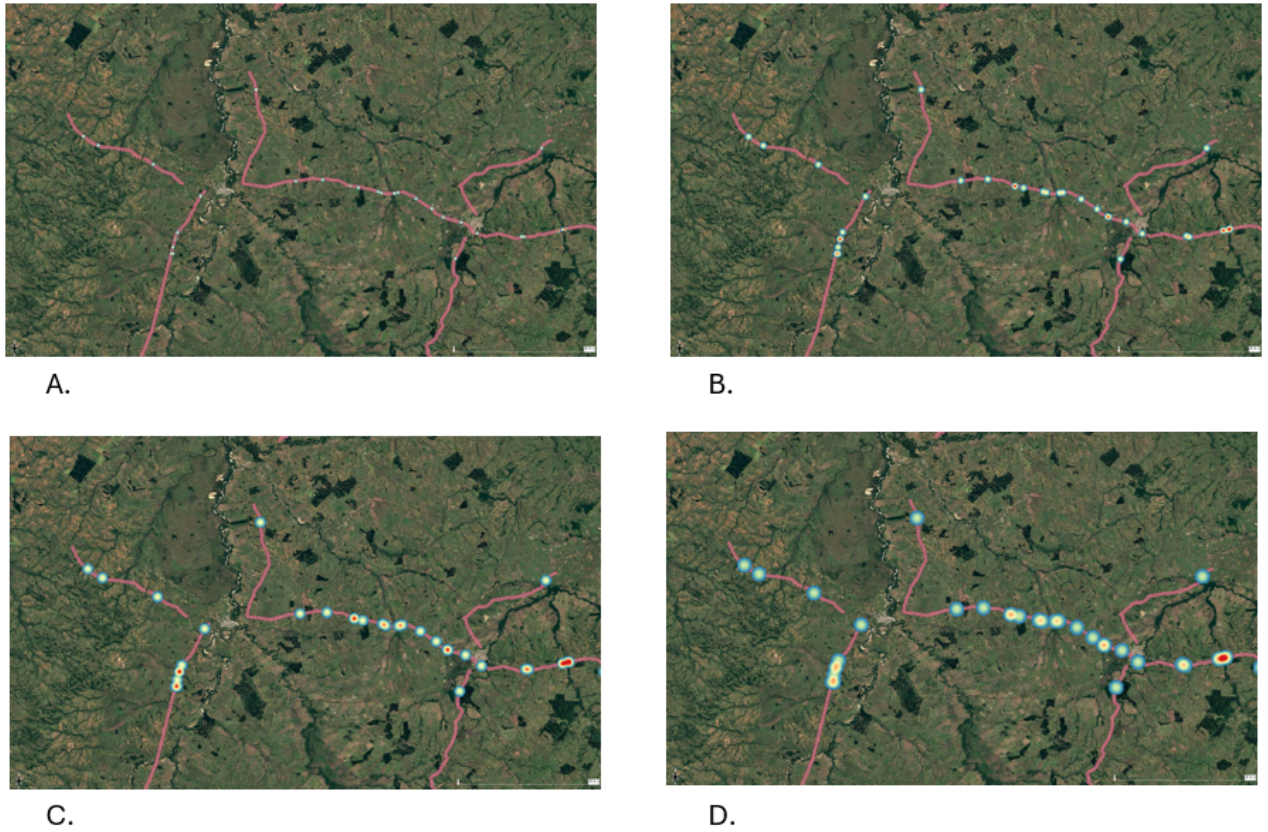
Fonte: Própria autora (2025).

Figura S4: Estrutura da paisagem no entorno das ocorrências de atropelamentos; Distribuição espacial de *Didelphis albiventris* com base com análise de Kernel e buffers (500 m a 2.000 m) e centrada nas coordenadas -29.94611, -50.72726.



Fonte: Própria autora (2025).

Figura S5: Estrutura da paisagem no entorno das ocorrências de atropelamentos; Distribuição espacial de *Leopardus Geoffroyi* com base com análise de kernel e buffers (500 m a 2.000 m), e centrada nas coordenadas -30.28975,-54.97857.



Fonte: Própria autora (2025).

Figura S6: Estrutura da paisagem no entorno das ocorrências de atropelamentos; Distribuição espacial de *Myrmecophaga tridactyla* com base com análise de kernel e buffers (500 m a 2.000 m), e centrada nas coordenadas -22.30659,-48.44513.



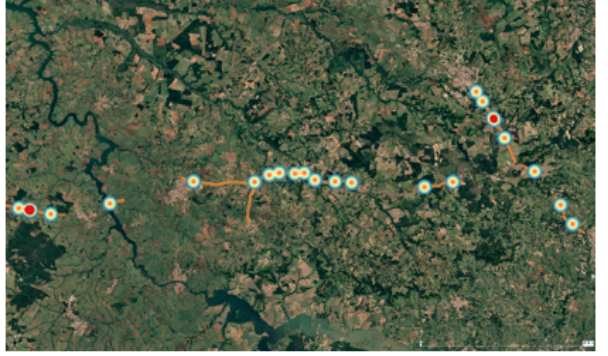
A.



B.



C.



D.

Fonte: Própria autora (2025).