



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE – PPGE CB

ARTHUR GOMES BAUER

IMPACTOS DAS ESTRADAS NA FAUNA DE VERTEBRADOS EM TRÊS
TRECHOS DE RODOVIAS NO SUL DA BAHIA: A INFLUÊNCIA DA PAISAGEM
NA IDENTIFICAÇÃO DOS *HOTSPOTS* DE ATROPELAMENTOS

ILHÉUS – BAHIA

2022

ARTHUR GOMES BAUER

**IMPACTOS DAS ESTRADAS NA FAUNA DE VERTEBRADOS EM TRÊS
TRECHOS DE RODOVIAS NO SUL DA BAHIA: A INFLUÊNCIA DA PAISAGEM
NA IDENTIFICAÇÃO DOS *HOTSPOTS* DE ATROPELAMENTOS**

Tese apresentada à Universidade Estadual de Santa Cruz como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Área de concentração: Ecologia e Conservação de Comunidades, Ecossistemas e Paisagens.

Orientador: Prof. Mirco Solé Kienle.

ILHÉUS – BAHIA

2022

B344

Bauer, Arthur Gomes.

Impactos das estradas na fauna de vertebrados em três trechos de rodovias no sul da Bahia: a influência da paisagem na identificação dos hotspots de atropelamentos / Arthur Gomes Bauer. – Ilhéus, BA: UESC, 2022.

128 f. : il.;anexos.

Orientador: Mirco Solé Kienle.

Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Inclui referências.

1. Ecologia animal – Mata Atlântica. 2. Estradas – Aspectos ambientais. 3. Atropelamento. 4. Sazonalidade. I. Título.

CDD 591.5

ARTHUR GOMES BAUER

**IMPACTOS DAS ESTRADAS NA FAUNA DE VERTEBRADOS EM TRÊS
TRECHOS DE RODOVIAS NO SUL DA BAHIA: A INFLUÊNCIA DA PAISAGEM
NA IDENTIFICAÇÃO DOS *HOTSPOTS* DE ATROPELAMENTOS**

Tese apresentada à Universidade Estadual de Santa Cruz como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Ilhéus, 30 de junho de 2022.

Prof. Dr. Mirco Solé Kienle

Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)

(Orientador)

Prof. Dr. Andreas Kindel

Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

Dr. Caroline Zank

Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

Prof. Dr. Ricardo Bovendorp

Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)

Prof. Dr. Gastón Giné

Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)

Dedico esse trabalho aos meus pais, por sempre me mostrarem o caminho da admiração e do respeito pela natureza.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a minha família por todo apoio recebido. Obrigado pai, Gagal, mãe, irmão, Seba, vovó, tias e tios e primos. Amo todos e sem vocês eu nada poderia!

A todos os meus amigos, Marcos Junior (Catita), Mateus, Leonardo, Paulo Henrique, Wallace (Teco), aqui presentes ou longe, agradeço pelos momentos bons e ruins. Chuva, barro, frio, Sol, calor, sorrisos, farras, curtição, chatices, enfim, agradeço meus caros.

Obrigado por poder contar com vocês!!

Agradeço também a João, Maurivan, Marcelo e Elson pela ajuda na identificação dos bichos, sem vocês teria sido bem mais difícil.

Aos meus companheiros que a faculdade me apresentou, Diego, Rebeca, Lidiane e Daniela, vocês foram essenciais para que tudo isso pudesse acontecer.

A minha companheira Mariana pela paciência, incentivo e companheirismo. Me ajudou nas coletas e você sabe o quanto sou grato por isso. Obrigado minha preta, te amo!!

Agradeço a Mirco pela confiança e apoio, você é sensacional, só quem trabalha ou já trabalhou com você sabe o quão sensacional é te ter como orientador. Você inspira qualquer um que está ao seu lado!

Agradeço a todos integrantes da banca pela disponibilidade de avaliar meu trabalho. A avaliação de vocês é essencial para o meu crescimento profissional e melhora do manuscrito. A Universidade Estadual de Santa Cruz e ao PPG Ecologia e Conservação da Biodiversidade, pelo apoio e confiança.

Ao laboratório de Herpetologia Tropical (TropHerp) por toda estrutura e ajuda durante essa caminhada.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Por fim, agradeço pela bolsa de doutorado concedida.

“Enquanto não possuí mais que minha cama e meus livros, fui feliz. Agora possuo nove galinhas e um galo, e minha alma está perturbada.

A propriedade me fez cruel. Sempre que comprava uma galinha eu a atava dois dias numa árvore, para impor a ela meu domicílio, destruindo em sua memória frágil o amor à sua antiga residência. Remendei a cerca de meu pátio, com a finalidade de evitar a evasão das minhas aves, e a invasão de raposas de quatro ou dois pés. Me ilhei, fortifiquei a fronteira, tracei uma linha diabólica entre meu próximo e eu. Dividi a humanidade em duas categorias; eu, dono de minhas galinhas, e os demais que podiam me toma-las. Defini o delito. O mundo se chega a mim com possíveis ladrões, e pela primeira vez lancei ao outro lado da cerca um olhar hostil.

Meu galo é demasiado jovem. O galo do vizinho saltou a cerca e se pôs a cortejar as minhas galinhas e a amargar a existência do meu galo. Espantei a pedradas o intruso, mas as galinhas saltaram a cerca e botaram na casa do vizinho. Reclamei os ovos e o meu vizinho se aborreceu.

Desde então, vi sua cara sobre a cerca, seu olhar inquisidor e hostil idêntico ao meu. Seus frangos passaram a cerca, e devoraram o milho molhado que eu destinava aos meus. Os frangos alheios me pareceram criminosos. Os persegui, e cego pela raiva, matei um deles. O vizinho atribuiu uma importância enorme ao atentado. Não quis aceitar uma indenização pecuniária.

Retirou gravemente o cadáver de seu frango, e em lugar de come-lo, levou mostrá-lo a seus amigos, com que começou a circular na cidade a lenda de minha brutalidade imperialista. Tive de reforçar a cerca, aumentar a vigilância, elevar, em uma palavra, meu preparo para guerra. O vizinho dispõe de um cachorro decidido a qualquer coisa, eu penso em adquirir um revólver.

Onde está a minha antiga tranquilidade? Estou envenenado pela desconfiança e pelo ódio. O espírito do mal se há apoderado de mim. Antes eu era um homem, agora sou um proprietário...”

Rafael Barrett - Paraguai (1910).

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1: IDENTIFICAÇÃO DOS *HOTSPOTS* DE ATROPELAMENTOS DE VERTEBRADOS EM TRÊS TRECHOS DE RODOVIAS NO SUL DA BAHIA E SUA ASSOCIAÇÃO COM PADRÕES TEMPORAIS

Fig.1. Mapa da área de estudo destacando os três trechos de rodovias monitoradas durante nosso estudo na região de Ilhéus, porção sul do estado da Bahia27

Fig.2. Agregação de atropelamentos de acordo incremento de raio, na rodovia BR-415, trecho entre os municípios de Ilhéus e Itabuna (2020-2022). A agregação é representada pela linha azul, que quando acima dos limites de confiança (em cinza) indicam agregação significativa e abaixo desses limites indicam dispersão (Coelho et al., 2014)53

Fig.3. Agregação de atropelamentos de acordo incremento de raio, na rodovia BA-001, trecho entre o município de Ilhéus e Serra Grande, distrito de Uruçuca (2020-2022). A agregação é representada pela linha azul, que quando acima dos limites de confiança (em cinza) indicam agregação significativa e quando abaixo desses limites indicam dispersão (Coelho et al., 2014)54

Fig.4. Agregação de atropelamentos de acordo incremento de raio, na rodovia BA-001, trecho entre Serra Grande, distrito de Uruçuca e o município de Itacaré (2020-2022). A agregação é representada pela linha azul, que quando acima dos limites de confiança (em cinza) indicam agregação significativa e abaixo desses limites indicam dispersão (Coelho et al., 2014)55

Fig.5. Local de agregação de atropelamentos na rodovia BR-415, trecho entre os municípios de Ilhéus e Itabuna (ITAIOS). A linha vermelha representa os valores HS e as linhas cinzas superior e inferior são os limites de confiança. Os valores de HS acima dos limites de confiança indicam os trechos com intensidade de agregação significativa (Coelho et al., 2014)57

Fig.6. Local de agregação de atropelamentos na rodovia BA-001, trecho entre os municípios de Ilhéus e Serra Grande (SERIOS), distrito de Uruçuca. A linha vermelha representa os valores HS e as linhas cinzas superior e inferior são os limites de confiança. Os valores de HS acima dos limites de confiança indicam os trechos com intensidade de agregação significativa (Coelho et al., 2014)58

Fig.7. Locais de agregação de atropelamentos na rodovia BA-001, trecho entre Serra Grande, distrito de Uruçuca e o município de Itacaré (SERITACA). A linha vermelha representa os valores HS e as linhas cinzas superior e inferior são os limites de confiança. Os valores de HS acima dos limites de confiança indicam os trechos com intensidade de agregação significativa (Coelho et al., 2014)59

Fig.8. Locais dos *hotspots* para os grupos funcionais (classificados de acordo com o tipo medida mitigatória usual) no trecho entre os municípios de Ilhéus e Itabuna (ITAIOS), BR-41560

Fig.9. Locais dos *hotspots* para os grupos taxonômicos no trecho entre os municípios de Ilhéus e Itabuna (ITAIOS), BR-415. O grupo dos répteis não teve agrupamentos significativos em nenhuma escala61

Fig.10. Locais dos *hotspots* considerando todos os registros de atropelamentos para o trecho entre os municípios de Ilhéus e Itabuna (ITAIOS), BR-41562

Fig.11. Locais dos *hotspots* para os grupos funcionais (classificados de acordo com o tipo medida mitigatória usual) no trecho entre os municípios de Ilhéus e Serra Grande, distrito de Uruçuca (SERIOS), BA-00163

Fig.12. Locais dos *hotspots* para os grupos taxonômicos no trecho entre o município de Ilhéus e Serra Grande, distrito de Uruçuca (SERIOS), BA-001. O grupo dos mamíferos não teve agrupamentos significativos em nenhuma escala64

Fig.13. Locais dos *hotspots* considerando todos os registros de atropelamentos para o trecho entre o município de Ilhéus e Serra Grande, distrito de Uruçuca (SERIOS), BA-00165

Fig.14. Locais dos *hotspots* para os grupos funcionais (classificados de acordo com o tipo medida mitigatória usual) no trecho entre Serra Grande, distrito de Uruçuca e o município de Itacaré (SERITACA), BA-00166

Fig.15. Locais dos *hotspots* para os grupos taxonômicos no trecho entre Serra Grande, distrito de Uruçuca e o município de Itacaré e (SERITACA), BA-001. O grupo dos répteis e das aves não tiveram agrupamentos significativos em nenhuma escala67

Fig.16. Locais dos *hotspots* considerando todos os registros de atropelamentos para o trecho entre Serra Grande, distrito de Uruçuca, e o município de Itacaré (SERITACA), BA-001.....68

Fig.17. Foto de uma jiboia atropelada com sinais de alimentação de cachorro do mato (*Cerdocyon thous*). Avistamento feito durante a coleta no trecho entre Ilhéus e Serra Grande. Indivíduo que se alimentava fugiu quando o automóvel parou para o registro69

Capítulo 2: ASSOCIAÇÃO DOS COMPONENTES DA PAISAGEM COM OS *HOTSPOTS* DE ATROPELAMENTOS DE VERTEBRADOS EM TRÊS TRECHOS DE RODOVIAS NO SUL DA BAHIA

Fig.1. Mapa da área de estudo destacando os três trechos de rodovias monitoradas durante nosso estudo na região de Ilhéus, porção sul do estado da Bahia.....	77
Fig.2. Resultado dos GLM's para os modelos globais de cada grupo avaliado no trecho entre Ilhéus e Itabuna (ITAIOS), BR-415.....	83
Fig.3. Resultado dos GLM's para os modelos globais para cada grupo avaliado no trecho entre Ilhéus e Serra Grande (SERIOS), BA-001.....	84
Fig.4. Resultado dos GLM's para os modelos globais para cada grupo avaliado no trecho entre Serra Grande e Itacaré (SERITACA), BA-001.....	85
Fig.5. Agregação de atropelamentos de acordo incremento de raio, na rodovia BR-415, trecho entre os municípios de Ilhéus e Itabuna (2020-2022). A agregação é representada pela linha azul, que quando acima dos limites de confiança (em cinza) indicam agregação significativa e abaixo desses limites indicam dispersão (Coelho et al., 2014)	99
Fig.6. Agregação de atropelamentos de acordo incremento de raio, na rodovia BA-001, trecho entre o município de Ilhéus e Serra Grande, distrito de Uruçuca (2020-2022). A agregação é representada pela linha azul, que quando acima dos limites de confiança (em cinza) indicam agregação significativa e quando abaixo desses limites indicam dispersão (Coelho et al., 2014)	100
Fig.7. Agregação de atropelamentos de acordo incremento de raio, na rodovia BA-001, trecho entre Serra Grande, distrito de Uruçuca e o município de Itacaré (2020-2022). A agregação é representada pela linha azul, que quando acima dos limites de confiança (em cinza) indicam agregação significativa e abaixo desses limites indicam dispersão (Coelho et al., 2014)	101
Fig.8. Local de agregação de atropelamentos na rodovia BR-415, trecho entre os municípios de Ilhéus e Itabuna (ITAIOS). A linha vermelha representa os valores HS e as linhas cinzas superior e inferior são os limites de confiança. Os valores de HS acima dos limites de confiança indicam os trechos com intensidade de agregação significativa (Coelho et al., 2014)	102
Fig.9. Local de agregação de atropelamentos na rodovia BA-001, trecho entre os municípios de Ilhéus e Serra Grande (SERIOS), distrito de Uruçuca. A linha vermelha representa os valores HS e as linhas cinzas superior e inferior são os limites de confiança. Os valores de HS acima dos limites de confiança indicam os trechos com intensidade de agregação significativa (Coelho et al., 2014)	103
Fig.10. Locais de agregação de atropelamentos na rodovia BA-001, trecho entre Serra Grande, distrito de Uruçuca e o município de Itacaré (SERITACA). A linha vermelha representa os valores HS e as linhas cinzas superior e inferior são os limites de confiança. Os valores de HS acima dos limites de confiança indicam os trechos com intensidade de agregação significativa (Coelho et al., 2014)	104
Fig.11. Resultados das correlações entre as variáveis preditoras incluídas na seleção de modelos lineares generalizados – GLMs para cada um dos grupos alvo que apresentaram agregações significativas de atropelamentos no trecho ITAIOS. Valores acima de +/- 0,7 indicam correlação entre as variáveis	120

Fig.12. Resultados das correlações entre as variáveis preditoras incluídas na seleção de modelos lineares generalizados – GLMs para cada um dos grupos alvo que apresentaram agregações significativas de atropelamentos no trecho SERIOS. Valores acima de +/- 0,7 indicam correlação entre as variáveis121

Fig.13. Resultados das correlações entre as variáveis preditoras incluídas na seleção de modelos lineares generalizados – GLMs para cada um dos grupos alvo que apresentaram agregações significativas de atropelamentos no trecho SERITACA. Valores acima de +/- 0,7 indicam correlação entre as variáveis122

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1: IDENTIFICAÇÃO DOS *HOTSPOTS* DE ATROPELAMENTOS DE VERTEBRADOS EM TRÊS TRECHOS DE RODOVIAS NO SUL DA BAHIA E SUA ASSOCIAÇÃO COM PADRÕES TEMPORAIS

Tab.1. Registros e abundância de espécies atropeladas em dois anos de coletas (2020 e 2021) em três trechos de rodovias no sul da Bahia.....46

Tab.2. Tamanho de raio utilizado para a realização das análises de 2d *hotspots*. Os locais sem valores indicam os grupos para cada trecho que não apresentaram agregação significativa em nenhum raio56

Capítulo 2: ASSOCIAÇÃO DOS COMPONENTES DA PAISAGEM COM OS *HOTSPOTS* DE ATROPELAMENTOS DE VERTEBRADOS EM TRÊS TRECHOS DE RODOVIAS NO SUL DA BAHIA

Tab.1. Número de trechos dos *hotspots* e tamanho de raio utilizado para a realização das análises de 2d *hotspots* para cada grupo. (SA) grupos que não apresentaram agregação significativa em nenhum raio analisado80

Tab.2. Variáveis selecionadas para o modelo global a partir da seleção de modelos lineares generalizados para cada grupo. As variáveis significativas de acordo com o modelo global estão identificadas por um asterisco (*)81

Tab.3. Tamanho dos buffers e número de trechos selecionados para extração das variáveis de componentes da paisagem de cada grupo alvo para cada trecho de rodovia amostrado105

Tab.4. Seleção de modelos para taxas de atropelamentos de vertebrados na rodovia BR-415 (Trecho ITAIOS), região sul do estado da Bahia, Brasil. São exibidos o número de parâmetros do modelo (K), os resultados do critério de informação de Akaike corrigido (AICc), a diferença em AICc entre o modelo considerado e o modelo com AICc mínimo (Δ AICc), o peso do modelo (w), o log de probabilidade (logLik) e a soma dos pesos de AICc (Cum. w). As variáveis selecionadas para o modelo global estão destacadas e negrito106

Tab.5. Seleção de modelos para taxas de atropelamentos de vertebrados na rodovia BA-001 (Trecho SERIOS), região sul do estado da Bahia, Brasil. São exibidos o número de parâmetros do modelo (K), os resultados do critério de informação de Akaike corrigido (AICc), a diferença em AICc entre o modelo considerado e o modelo com AICc mínimo

($\Delta AICc$), o peso do modelo (w), o log de probabilidade ($\log Lik$) e a soma dos pesos de $AICc$ (Cum. w). As variáveis selecionadas para o modelo global estão destacadas e negrito. As variáveis correlacionadas estão sinalizadas com por um asterisco (*)111

Tab.6. Seleção de modelos para taxas de atropelamentos de vertebrados na rodovia BA-001 (Trecho SERITACA), região sul do estado da Bahia, Brasil. São exibidos o número de parâmetros do modelo (K), os resultados do critério de informação de Akaike corrigido ($AICc$), a diferença em $AICc$ entre o modelo considerado e o modelo com $AICc$ mínimo ($\Delta AICc$), o peso do modelo (w), o log de probabilidade ($\log Lik$) e a soma dos pesos de $AICc$ (Cum. w). As variáveis selecionadas para o modelo global estão destacadas e negrito. As variáveis correlacionadas estão sinalizadas com por um asterisco (*)116

Tab.7. Resumo do modelo global para o grupo-alvo todos no trecho ITAIOS. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (***) <0,001, ** <0,01, * <0,05)123

Tab.8. Resumo do modelo global para o grupo-alvo arborícolas no trecho ITAIOS. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (***) <0,001, ** <0,01, * <0,05)123

Tab.9. Resumo do modelo global para o grupo-alvo terrestres no trecho ITAIOS. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (***) <0,001, ** <0,01, * <0,05)123

Tab.10. Resumo do modelo global para o grupo-alvo anfíbios no trecho ITAIOS. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (***) <0,001, ** <0,01, * <0,05)124

Tab.11. Resumo do modelo global para o grupo-alvo todos no trecho SERIOS. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (***) <0,001, ** <0,01, * <0,05)124

Tab.12. Resumo do modelo global para o grupo-alvo arborícolas no trecho SERIOS. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (***) <0,001, ** <0,01, * <0,05)124

Tab.13. Resumo do modelo global para o grupo-alvo anfíbios no trecho SERIOS. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (***) <0,001, ** <0,01, * <0,05)125

Tab.14. Resumo do modelo global para o grupo-alvo aves no trecho SERIOS. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (***) <0,001, ** <0,01, * <0,05)125

Tab.15. Resumo do modelo global para arborícolas no trecho SERITACA. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (***) <0,001, ** <0,01, * <0,05)125

Tab.16. Resumo do modelo global para o grupo-alvo anfíbios no trecho SERITACA. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (***) <0,001, ** <0,01, * <0,05)126

Tab.17. Resumo do modelo global para o grupo-alvo mamíferos no trecho SERITACA. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (***) <0,001, ** <0,01, * <0,05)126

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	13
1.1	Referências.....	16
2.	Capítulo 1: IDENTIFICAÇÃO DOS <i>HOTSPOTS</i> DE ATROPELAMENTOS DE VERTEBRADOS EM TRÊS TRECHOS DE RODOVIAS NO SUL DA BAHIA E SUA ASSOCIAÇÃO COM PADRÕES TEMPORAIS.....	21
	Resumo.....	22
	Abstract.....	23
2.1	Introdução.....	24
2.2	Materiais e Métodos.....	26
2.3	Resultados	30
2.4	Discussão.....	33
	Referências.....	39
	ANEXO A.....	46
3.	Capítulo 2: ASSOCIAÇÃO DOS COMPONENTES DA PAISAGEM COM OS <i>HOTSPOTS</i> DE ATROPELAMENTOS DE VERTEBRADOS EM TRÊS TRECHOS DE RODOVIAS NO SUL DA BAHIA	70
	Resumo.....	71
	Abstract.....	72
3.1	Introdução.....	73
3.2	Materiais e Métodos.....	75
3.3	Resultados.....	80
3.4	Discussão.....	86
	Referências.....	91
	ANEXO B.....	99
4.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	127

1 INTRODUÇÃO GERAL

A busca por recursos promove uma rápida expansão das estradas, representando um importante fator de desenvolvimento socioeconômico de uma região (BAGER; FONTOURA, 2013; LAURANCE et al., 2014), porém, a implementação e operação da infraestrutura viária promove impactos relacionados a alteração do ambiente, como a perda e fragmentação de habitat, a disseminação de espécies exóticas e o efeito barreira (FIND’O et al., 2018; MARSH, 2007; TROMBULAK; FRISSEL, 2000). A barreira causada pela estrada pode ser responsável pelo isolamento das populações silvestres, o que aumenta a endogamia e reduz a variabilidade genética, tornando as populações mais susceptíveis a eventos estocásticos, e que somados a uma grande quantidade de mortes por atropelamentos, aumentam os riscos de extinções locais das populações e de inúmeras espécies (CANAL et al., 2018; FAHRIG; RYTWINSKI, 2009; FORMAN et al., 2003; JAEGER et al., 2006; JONES, 2000; TEIXEIRA et al., 2017). Em busca de informações sobre os impactos gerados por rodovias na fauna silvestre, os primeiros estudos sobre ecologia de estradas foram reportados na década de 1920, com análises de medidas de colisão entre veículos e fauna (KOMAREK; WRIGHT, 1929; SPIKER, 1927). No século XX, estudos com ecologia de estradas ampliaram suas temáticas e começaram a desenvolver abordagens dos impactos referentes as rodovias, como a fragmentação por estradas (GOOSEM, 2007; JAEGER et al., 2006), os impactos da poluição sonora veicular sobre a fauna (PARRIS; SCHEINDER, 2008), os efeitos populacionais, demográficos e genéticos (CLEVINGER; SAMAYA, 2010; HELS; BUCHWALD, 2001), e a efetividade de medidas mitigatórias (CLEVINGER; WALTHO, 2000; TAYLOR; GOLDINGAY, 2010). O desenvolvimento de ferramentas e técnicas tem possibilitado análises mais amplas, principalmente aquelas voltadas para as colisões com a fauna silvestre (GIRARDET et al., 2015; MESTRE et al., 2019), o que tem impulsionado pesquisadores em ecologia de estradas a buscarem entender os padrões e processos envolvidos relacionados a paisagem e os locais de colisão com veículos (COLINO-RABANAL et al., 2011; HÁ; SHILLING, 2018; LITVAITIS; TASH, 2008; YUE et al., 2019).

As características do ambiente e os fatores biológicos das espécies estão relacionados com o padrão de movimentação e uso do espaço, refletindo nas interações espaciais e temporais dos organismos com a estrada (LEBLOND et al., 2013, LECLERC et al., 2014). Canal et al. (2018) e Goosem et al. (2007) afirmam que os efeitos das rodovias nos organismos, dependem do comportamento das espécies afetadas, assim como das características da via e da paisagem ao seu entorno, influenciando dessa forma a decisão do

animal em atravessar ou não a estrada (FABRIZIO et al., 2019; LEWIS et al., 2011). Como resposta, algumas espécies podem sofrer com o efeito barreira, devido a sua capacidade de movimento limitada, uso de ambiente específico e ou alto risco de mortalidade, enquanto outras, podem desenvolver estratégias comportamentais para conseguir transpor as estradas, como escolher momentos para atravessá-la em que o volume de tráfego é reduzido (ASCENÇÃO et al., 2017; FIND’O et al., 2018; FITZGIBBON et al., 2007; GRILO et al., 2011). A estrada também pode funcionar como um atrativo para alguns organismos, atuando como uma fonte de recursos, acesso a comida, a água, termorregulação (no caso dos ectotérmicos), no deslocamento e na busca de parceiros reprodutivos, o que aumenta o tempo de exposição destes animais, e conseqüentemente a probabilidade de mortes por colisão com veículos (GUTHRIE, 2012; KIOKO et al., 2015; LESINSKI, 2007; NOSS, 2002; SANTOS et al., 2011). A mortalidade na estrada, gera um efeito cascata na teia trófica, pois as carcaças dos organismos se tornam atrativas para animais carniceiros que irão se expor nas estradas aumentando as chances de serem mortos em colisões (DEAN; MILTON, 2003; FIELDING et al., 2019).

O arranjo espacial dos recursos, juntamente com as características das estradas e a abundância de indivíduos podem refletir nos locais e nas taxas de atropelamento em rodovias (COFFIN, 2007; FORMAN, 2003; HÁ; SHILLING, 2018). Os recursos não são distribuídos de forma aleatória no ambiente, e associados a isso, o movimento e a abundância de organismos vertebrados também são homogêneos, o que reflete no agrupamento das colisões com animais silvestres (*hotspots*) já relatada por diversos pesquisadores (e.g.: CLEVINGER et al., 2003, DANKS; PORTER, 2010; LIN, 2019; YUE et al., 2019) que verificaram tendências elevadas de atropelamento em locais próximos a determinados recursos e ou configurações estruturais dos ambientes. As características da borda da estrada podem favorecer o movimento de algumas espécies, por se tornar um ambiente mais permeável em relação a matriz ou uma estratégia de forrageamento por disponibilizar alimentos provenientes da queda no transporte de cargas (grãos e sementes) ou mesmo a vegetação na borda (ARNOLD et al., 2019; PUIG et al., 2012; REA, 2003; SEO et al., 2015). A abundância dos organismos nas proximidades da estrada devido ao tipo e adequabilidade do habitat também pode ser um fator de muita relevância nos atropelamentos de animais (GAGNÉ et al., 2015; SEO et al., 2015; SILLERO et al., 2019), assim como os fatores relacionados a sinuosidade da mesma (GRILO et al., 2011); largura da faixa (KANG et al., 2019); presença de medianas (ARNOLD et al., 2019); velocidade (COLINO-RABANAL et al., 2011; TEJERA et al.,

2018); densidade de vias (HÁ; SHILLING, 2018) e o tráfego (LESINSKI, 2007, SILLERO et al., 2019).

Alguns fatores do ambiente fora da percepção humana também podem afetar as taxas de colisões entre veículos e animais (BISSONETTE, 2003, GRILO et al., 2011). Fabrizio et al. (2019) em uma pesquisa em Abruzzo (Itália) mostraram que habitats mais contínuos favoreciam o atropelamento de texugos (*Meles meles*), sugerindo que uma maior conectividade da paisagem estava relacionada com a mortalidade destes organismos nas estradas. Embora esse resultado já tenha sido sugerido por diversos autores (ASCENSÃO et al., 2017; GRILO et al., 2011; SANTOS et al., 2013), essa relação é totalmente dependente do grupo de estudo, uma vez que cada grupo responde de forma diferente às configurações da paisagem (KANG et al., 2019). Assim como os fatores ambientais espaciais, os fatores biológicos parecem favorecer o atropelamento de algumas espécies. Em uma revisão, Cook e Blumstein (2013) relacionaram as taxas de atropelamentos com a vulnerabilidade e história de vida das espécies e observaram que mamíferos onívoros e aves herbívoras são mais propensas a serem mortas por colisões com veículos, possivelmente em função da disponibilidade de recursos e tempo de permanência nas estradas. A idade e o período de atividade também já foram relatados como fatores de vulnerabilidade ao atropelamento por veículos. Indivíduos mais jovens são mais comumente encontrados mortos em rodovias devido à falta de experiência frente as estradas ou pela dispersão mais prováveis nessa faixa etária, assim como animais diurnos, possivelmente devido ao maior volume de tráfego ou maior abundância de espécies ativas nesse período, como as aves por exemplo (KIOKO et al., 2015; LESINSKI, 2007). Outros fatores intrínsecos as espécies como estratégia de caça e mobilidade (locomoção) também podem afetar a propensão ao atropelamento (GOMES et al., 2009; RODRÍGUEZ-CASTRO et al., 2017).

Em um contexto geral, algumas variáveis são mais comumente associadas aos padrões de atropelamento espaciais e temporais (*hotspots*) como alguns fatores da estrada (e.g.: tráfego e densidade), a configuração da paisagem ao seu entorno, as características geoclimáticas da região e os traços de história natural das espécies (CAPULA et al., 2014, GARRIGA et al., 2017). Diferentes fatores, em diferentes escalas parecem afetar os organismos. Buscar “padrões” ou “preditores” espaço-temporais de mortalidade em estradas nos fornece informações para direcionar medidas de mitigação. A tomada de decisões, deve ser orientada por estudos prévios, permitindo um menor esforço e custo da implantação e logo, a maximização dos efeitos destas medidas compensatórias (LIN et al., 2019; SANTOS et al., 2017). Um planejamento incorreto e/ou uma “má” implementação destas medidas

podem favorecer alguns grupos e funcionar como uma armadilha para outros, influenciando os índices de colisão com veículos (PLANTE et al., 2019) e intensificando o impacto da estrada. Considerar atributos da paisagem para a localização de *hotspots* de atropelamentos parece ser uma boa estratégia para a instalação de medidas mitigatórias como cercas e passagens (estruturas cruzadas) para facilitar a movimentação e reduzir a mortalidade por colisões (PLANTE et al., 2019).

Neste contexto, buscamos reunir informações afim de identificar fatores ambientais e/ou biológicos de influência nas taxas e agrupamentos de atropelamentos (*hotspots*) relacionados a mortalidade de vertebrados em três diferentes trechos de rodovias no sul do estado da Bahia. Para isso, avaliamos os *hotspots* de atropelamentos em diferentes escalas e em diferentes grupos taxonômicos (anfíbios, répteis, aves e mamíferos).

1.1 REFERÊNCIAS

- ARNOLD, E. M. et al. Spatial, road geometric and biotic factors associated with Barn Owl mortality along an interstate highway. **Ibis**, v. 161, n.1, p. 147-161, 2019.
- ASCENSÃO, F. et al. Spatial patterns of road mortality of medium–large mammals in Mato Grosso do Sul, Brazil. **Wildlife Research**, v. 44, n. 2, p. 135-146, 2017.
- BAGER, A.; FONTOURA, V. Evaluation of the effectiveness of a wildlife roadkill mitigation system in wetland habitat. **Ecological Engineering**, v. 53, p. 31-38, 2013.
- BISSONETTE, J. A. 2003. Linking landscape patterns to biological reality. In: Bissonette J. A.; Storch, I (eds) **Landscape theory and resource management: linking theory to practice**. Island Press, Covelo, CA, pp 15–34, 2003.
- CANAL, D. et al. Magnitude, composition and spatiotemporal patterns of vertebrate roadkill at regional scales: a study in southern Spain. **Animal Biodiversity and Conservation**, v. 41, n. 2, p. 281-300, 2018.
- CAPULA M, et al. Long-term, climate change-related shifts in monthly patterns of roadkilled Mediterranean snakes (*Hierophis viridiflavus*). **Herpetological Journal**, v. 24, p. 97-102, 2014.
- CLEVINGER, A. P.; CHRUSZCZ, B.; GUNSON, K. E. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. **Biological conservation**, v. 109, n. 1, p. 15-26, 2003.
- CLEVINGER, A. P.; SAWAYA, M. A. Piloting a non-invasive genetic sampling method for evaluating population-level benefits of wildlife crossing structures. **Ecology and Society**, v. 15, n. 1, p. 1-22, 2010.
- CLEVINGER, A. P.; WALTHO, N. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 47-56, 2000.

- COFFIN A.W. From roadkill to road ecology: A review of ecological effects of roads. *J. Transp. Geogr.*, v. 15, n. 5, p. 396-406, 2007.
- COLINO-RABANAL, V. J.; LIZANA, M.; PERIS, S. J. Factors influencing wolf *Canis lupus* roadkills in Northwest Spain. *European Journal of Wildlife Research*, v. 57, n. 3, p. 399-409, 2011.
- DANKS, Z. D.; PORTER, W. F. Temporal, Spatial, and Landscape Habitat Characteristics of Moose—Vehicle Collisions in Western Maine. *Journal of Wildlife Management*, v. 74, n. 6, p. 1229-1241, 2010.
- DEAN, W. R. J.; MILTON, S. The importance of roads and road verges for raptors and crows in the Succulent and Nama-Karoo, South Africa. *Ostrich*, v. 74, p. 181-186, 2003.
- FABRIZIO, M. et al. Habitat suitability vs landscape connectivity determining roadkill risk at a regional scale: a case study on European badger (*Meles meles*). *European journal of wildlife research*, v. 65, n.1, p. 1-10, 2019.
- FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, v. 14, n. 1, p. 1-20, 2009.
- FIELDING, M. W. et al. Ravens exploit wildlife roadkill and agricultural landscapes but do not affect songbird assemblages. *Emu-Austral Ornithology*, v. 120, n. 1, p. 1-11, 2019.
- FIND’O, S. et al. Identifying attributes associated with brown bear (*Ursus arctos*) road-crossing and roadkill sites. *Canadian Journal of Zoology*, v. 97, n. 2, p. 156-164, 2018.
- FITZGIBBON, S. I.; PUTLAND, D. A.; GOLDIZEN, A. W. The importance of functional connectivity in the conservation of a ground-dwelling mammal in an urban Australian landscape. *Landscape Ecol.*, v. 22, p. 1513–1525, 2007.
- FORMAN, R. T. T. et al. **Road ecology: science and solutions**. Island press, 2003.
- GAGNÉ, S. A.; BATES, J. L.; BIERREGAARD, R. O. The effects of road and landscape characteristics on the likelihood of a Barred Owl (*Strix varia*)-vehicle collision. *Urban Ecosystems*, v. 18, n. 3, p. 1007-1020, 2015.
- GARRIGA, N. et al. Seasonal variation in vertebrate traffic casualties and its implications for mitigation measures. *Landscape and Urban Planning*, v. 157, p. 36-44, 2017.
- GIRARDET, X.; CONRUYT-ROGEON, G.; FOLTÊTE, J. C. Does regional landscape connectivity influence the location of roe deer roadkill hotspots? *European journal of wildlife research*, v. 61, n. 5, p. 731-742, 2015.
- GOMES, L. et al. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecological research*, v. 24, n. 2, p. 355-370, 2009.
- GOOSEM, M. W. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current science*, v. 93, n. 11, p. 1587-1595, 2007.
- GRILO, C. et al. Do well-connected landscapes promote road-related mortality? *European Journal of Wildlife Research*, v. 57, n. 4, p. 707-716, 2011.

- GUTHRIE, J. M. **Modelling movement behavior and road crossing in the black bear of South-central Florida**. M.Sc. thesis, Forestry and Natural Resources, University of Kentucky, Kentucky, 2012. Available from https://uknowledge.uky.edu/forestry_etds/2.
- HÁ, H.; SHILLING, F. Modelling potential wildlife-vehicle collisions (WVC) locations using environmental factors and human population density: A case-study from 3 state highways in Central California. **Ecological Informatics**, v. 43, p. 212-221, 2018.
- HELMS, T.; BUCHWALD, E. The effect of road kills on amphibian populations. **Biological conservation**, v. 99, n. 3, p. 331-340, 2001.
- JAEGER, J. A. G.; FAHRIG, L.; EWALD, K. C. Does the configuration of road networks influence the degree to which roads affect wildlife populations? In: IRWIN, C. L.; GARRETT, P.; MCDERMOTT, K. P. (Ed.). **Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation**. Center for Transportation and the Environment. North Carolina State University, Raleigh, 13-17, 2006.
- JONES, M. E. Road upgrade, road mortality and remedial measures: impacts on a population of eastern quolls and Tasmanian devils. **Wildlife research**, v. 27, n. 3, p. 289-296, 2000.
- KANG, W. et al. Conserving terrestrial linkages that connect natural landscapes of the Korean Peninsula. **Environmental monitoring and assessment**, v. 191, n. 6, p. 1-11, 2019.
- KIOKO, J. et al. Wildlife roadkill patterns on a major highway in northern Tanzania, **African Zoology**, v. 50, n. 1, p. 17-22, 2015.
- LAURANCE, W. F. et al. A global strategy for road building. **Nature**, v. 513, n. 7517, p. 229-232, 2014.
- LEBLOND, M. C.; DUSSAULT, J.; OUELLET, P. Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. **Journal of Zoology**, v. 289, p. 32-40, 2013.
- LECLERC, M.; DUSSAULT, C.; St-LAURENT, M. H. Behavioural strategies towards human disturbances explain individual performance in woodland caribou. **Oecologia**, v. 176, n. 1, p. 297-306, 2014.
- LESINSKI, G. Bat Road casualties and factors determining their number. **Mammalia**, v. 71, n. 3, p. 138-142, 2007.
- LEWIS J. S. et al. Identifying habitat characteristics to predict highway crossing areas for black bears within a human-modified landscape. **Landsc. Urban Plan**, v. 101, p. 99-107, 2011.
- LIN, Y. P. et al. Spatiotemporal identification of roadkill probability and systematic conservation planning. **Landscape Ecology**, v. 34, n. 4, p. 717-735, 2019.
- LITVAITIS, J. A.; TASH, J. P. An approach toward understanding wildlife-vehicle collisions. **Environmental Management**, v. 42, n. 4, p. 688-697, 2008.
- MARSH, D. M. Edge effects of gated and ungated roads on terrestrial salamanders. **The Journal of wildlife management**, v. 71, n. 2, p. 389-394, 2007.

- MESTRE, F.; ASCENSÃO, F.; BARBOSA, A. M. gDefrag: A graph-based tool to help defragmenting landscapes divided by linear infrastructures. **Ecological Modelling**, v. 392, p. 1-5, 2019.
- NOSS, R. **The ecological effects of road**. 2002. Available at <http://www.eco.action.org/dt/roads.html>.
- PARRIS, K. M.; SCHNEIDER, A. Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. **Ecology and society**, v. 14, n. 1, p. 1-23. 2009.
- PLANTE, J.; JAEGER, J. A.; DESROCHERS, A. How do landscape context and fences influence roadkill locations of small and medium-sized mammals? **Journal of environmental management**, v. 235, p. 511-520, 2019.
- PUIG, J.; ARIÑO, A. H.; SANZ, L. The link between roadkills distribution and the surrounding landscape in two highways in Navarre, Spain. **Environmental Engineering and Management Journal**, v. 11, n. 6, p. 1171-1178, 2012.
- REA, R.V. Modifying roadside vegetation management practices to reduce vehicular collisions with moose *Alces alces*. **Wildlife Biology**, v. 9, n. 4, p. 81-91, 2003.
- RODRÍGUEZ-CASTRO, K. G. et al. Using DNA barcode to relate landscape attributes to small vertebrate roadkill. **Biodiversity and conservation**, v. 26, n. 5, p. 1161-1178, 2017.
- SANTOS, R. A. L. et al. Assessing the consistency of hotspot and hot-moment patterns of wildlife road mortality over time. **Perspect Ecol Conser**, v. 15, n. 1, p. 56-60, 2017.
- SANTOS, S. M.; CARVALHO, F.; MIRA, A. How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. **PLoS ONE**, v. 6, p. e25383, 2011.
- SANTOS, S. M. et al. Relative effects of road risk, habitat suitability, and connectivity on wildlife roadkills: the case of tawny owls (*Strix aluco*). **PLoS One**, v. 8, n. 11, p. e79967, 2013.
- SEO, C. Disentangling roadkill: the influence of landscape and season on cumulative vertebrate mortality in South Korea. **Landscape and ecological engineering**, v. 11, n. 1, p. 87-99, 2015.
- SILLERO, N. Influence of Landscape Factors on Amphibian Roadkills at the National Level. **Diversity**, v. 11, n. 1, p. 1-13, 2019.
- TAYLOR, B. D.; GOLDINGAY, R. L. Roads and wildlife: Impacts, mitigation and implications for wildlife management in Australia. **Wildlife Research**, v. 37, n.4, p. 320-331, 2010.
- TEIXEIRA, F. Z. et al. When road-kill hotspots do not indicate the best sites for road-kill mitigation. **J. Appl. Ecol.**, v. 54, p. 1544-1551, 2017.
- TEJERA, G. et al. Wildlife-vehicle collisions in Lanzarote Biosphere Reserve, Canary Islands. **PLoS one**, v. 13, n. 3, p. e0192731, 2018.
- TROMBULAK, S. C.; FRISSELL, C. A. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. **Conservation Biology**, v. 14, p. 18-30, 2000.

YUE, S.; BONEBRAKE, T. C.; GIBSON, L. Informing snake roadkill mitigation strategies in Taiwan using citizen science. **The Journal of Wildlife Management**, v. 83, n. 1, p. 80-88, 2019.

CAPÍTULO 1:

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS ATROPELAMENTOS DOS ATROPELAMENTOS DE VERTEBRADOS EM TRÊS TRECHOS DE RODOVIAS NO SUL DA BAHIA

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DOS ATROPELAMENTOS DOS ATROPELAMENTOS DE VERTEBRADOS EM TRÊS TRECHOS DE RODOVIAS NO SUL DA BAHIA

RESUMO

As estradas são uma das estruturas mais utilizadas no atual contexto socioeconômico, entretanto, são consideradas como um dos principais direcionadores de degradação da paisagem. A morte de fauna silvestre por atropelamento é o impacto mais visível, sendo os efeitos das rodovias nos organismos, dependentes do comportamento das espécies afetadas, assim como das características da rodovia e da paisagem, tornando-se de total importância o conhecimento sobre estas relações. Nosso objetivo foi identificar os locais com maior incidência de atropelamentos (*hotspots*) para os vertebrados e verificar a associação entre as taxas de atropelamentos e fatores temporais. Monitoramos durante dois anos, três trechos de rodovias na região de Ilhéus, sul do estado da Bahia. Verificamos se existia variação nas taxas de atropelamento entre as estações do ano e entre a alta e baixa temporada de turismo, para os grupos de vertebrados. Identificamos os *hotspots* utilizando dois critérios de agrupamento: as classes de vertebrados (mamíferos, aves, répteis e anfíbios) e grupo funcional de acordo com a medida mitigadora mais usual (terrestres e arborícolas). Utilizamos o teste K de Ripley para identificar as escalas de agregação dos atropelamentos, e realizamos análises de *hotspots* para a identificação dos locais onde existiam agrupamentos para cada um dos grupos nas rodovias. Encontramos um total de 526 carcaças em nosso monitoramento. Os resultados entre as taxas de mortalidade e os fatores temporais não foram significativos para a maioria dos grupos, exceto para os anfíbios em um único trecho com diferenças nas taxas entre a estação do outono e inverno. Todos os trechos apresentaram agrupamentos significativos de atropelamentos (*hotspots*). Devido a variedade e intensidade dos impactos causados, a gestão de rodovias é indispensável, tornando a adoção de medidas mitigadoras totalmente dependente do entendimento das relações entre os principais pontos de atropelamentos e as variáveis que influenciam estas agregações.

Palavras-chave: Ecologia de estradas; Agrupamento de atropelamentos; Mata Atlântica; Colisões; Sazonalidade.

IDENTIFICATION OF VERTEBRATE ROADKILL HOTSPOTS IN THREE STRETCHES OF HIGHWAYS IN SOUTH BAHIA AND THEIR ASSOCIATION WITH TEMPORAL PATTERNS

ABSTRACT

Roads are among the most used structures in the current socioeconomic context, however they are considered one of the main drivers of landscape degradation. The mortality of wildlife by roadkill is the most visible impact and the effects of highways on organisms depend on the behavior of the affected species, and the characteristics of the road and the landscape, making the knowledge about these relationships crucial. Our objective was to identify the places with the highest incidence of roadkill (hotspots) for vertebrates, and to verify the association between roadkill rates and temporal factors. For two years we monitored three stretches of road in Ilhéus, in the south of Bahia State. We verified the existence of variation in roadkill rates between the seasons of the year as well as between the high and low season of tourism for the vertebrate groups. We identified the hotspots using two grouping criteria: vertebrate classes (mammals, birds, reptiles, and amphibians), and functional group according to the most usual mitigating measure (terrestrial and arboreal). We used Ripley's K test to identify the aggregation scales of roadkill and performed hotspot analysis to identify the places where there were clusters for each of the groups on the road. We found a total of 526 carcasses in our surveys. The relation between mortality rates and temporal factors were not significant for most groups except for amphibians in a single stretch with differences in rates between autumn and winter seasons. All stretches showed significant clusters of roadkill (hotspots). Therefore, the road management is indispensable due to the variety and intensity of its impacts, making the adoption of mitigating measures totally dependent on the understanding of the relationships between the main collisions points and the variables that influence these aggregations.

Keywords: Road ecology; Grouping of roadkill; Atlantic Forest; collisions; Seasonality.

INTRODUÇÃO

As estradas são uma das estruturas mais utilizadas no atual contexto socioeconômico, pois oferecem acesso e transporte a uma grande quantidade de produtos e matéria prima, assim como no deslocamento de pessoas entre regiões. Entretanto, as estradas também são consideradas como um dos principais direcionadores de degradação da paisagem (Trombulak & Frissell, 2000; Laurence *et al.*, 2002; González-Gallina *et al.*, 2012; Bischof *et al.*, 2017). A perda de habitat, morte por atropelamento, a disseminação de espécies exóticas e o efeito de filtro e de barreira são uma das principais consequências da implantação destas vias (Trombulak & Frissell, 2000; Forman *et al.*, 2003; Fahrig & Rytwinski, 2009), sendo esta última, responsável pela fragmentação do habitat e isolamento das populações silvestres, fatores que somados a uma grande quantidade de mortes por atropelamentos, aumentam os riscos de extinções locais de inúmeras espécies (Hels & Buchwald, 2001; Forman *et al.*, 2003; Jaeger *et al.*, 2006; Fahrig & Rytwinski, 2009; Davey *et al.*, 2017), principalmente aquelas com baixa densidade populacional (Ceia-Hasse *et al.*, 2017). Estudos demonstram que os efeitos das rodovias nos organismos, dependem do comportamento das espécies afetadas, assim como das características da rodovia e da paisagem, tornando-se de total importância o conhecimento sobre estas relações (Goosem *et al.*, 2008; van der Ree *et al.*, 2010; Canal *et al.*, 2018). A morte de fauna silvestre por atropelamento é o impacto mais visível e também o mais utilizado em estudos de ecologia de estradas, pois além das estimativas do número de indivíduos mortos por colisões com veículos, os locais dos atropelamentos também podem ser utilizados como proxy para uma série de outros estudos relacionados com os impactos das estradas na vida selvagem (Nielsen *et al.*, 2010; Cáceres *et al.*, 2010; Santos *et al.*, 2013; Ascensão *et al.*, 2017; Balčiauskas *et al.*, 2020), assim como as carcaças encontradas na estrada (Santos *et al.*, 2016; Husby, 2016, Plante *et al.*, 2019).

Diversos estudos tem apontado que os atropelamentos de fauna silvestre não são aleatórios e possuem padrões espaciais e temporais agregados (Lesinski, 2007; Smith, 2012; Garrah *et al.*, 2015; Silveira-Miranda, 2019; Kreling *et al.*, 2019), variando de acordo com as características das espécies (Lesinski, 2007; Grilo *et al.*, 2011; Grilo, 2018) e as condições ambientais (Orlowski *et al.*, 2008; Garriga *et al.*, 2017; Ferreguetti *et al.*, 2020). Estes locais com concentração de eventos de colisões de veículos com a fauna são conhecidos como “hotspots” (Ramp *et al.*, 2005), e podem variar em relação a cada táxon (Glista *et al.*, 2009; Garrah *et al.*, 2015), pois estão relacionados com as características biológicas das espécies, como o tamanho corporal e mobilidade, por exemplo, e os padrões de movimento e

requerimentos ecológicos (Fabrizio *et al.*, 2019; González-Suárez, 2018; Silveira-Miranda, 2019). Dessa forma, a identificação de *hotspots* com um conjunto espécies podem não representar os locais mais propensos a colisões com veículos, visto que as demandas espaço-temporais de cada espécie podem ser diferentes (Teixeira *et al.*, 2013). Por exemplo, Gomes *et al.* (2009), em um estudo com três espécies de coruja em Portugal, observou que os fatores que explicaram a maior abundância de colisões com veículos variavam de acordo com o uso do habitat por cada espécie. A espécie *T. alba* apresentou maiores índices de colisões em locais com a maior proporção de habitats de mata e pinheirais, enquanto em *S. aluco* estes locais eram influenciados pela presença de habitats montado e densidade de árvores, fatores que indicavam menores taxas para *A. noctua*, que se mostrou mais influenciada por locais onde tinham habitats de olival.

Além das demandas ecológicas e interações com o ambiente natural, as respostas comportamentais das espécies frente a outros fatores como as características das estradas também já foram listadas como influenciadores de *hotspots* de atropelamentos. A presença de cercas ou esgrima (Colino-Rabanal *et al.*, 2011; Boitet & Mead, 2014), a configuração da estrada (Grilo *et al.*, 2011; Markolt *et al.*, 2012), o volume de tráfego (Lesinski, 2007; Sillero *et al.*, 2019), a velocidade da via (Gagné *et al.*, 2015; Tejera *et al.*, 2018) e as características da margem da rodovia (Puig *et al.*, 2012; Boitet & Mead, 2014; Canova & Balestrieri, 2019) são fatores comumente listados como direcionadores de atritos entre estradas e fauna. Os padrões de *hotspots* variam também em função das condições temporais em que as estradas estão inseridas, como entre as estações do ano, período noturno e diurno ou períodos de seca e chuvoso (Seo *et al.*, 2015; Kioko *et al.*, 2015; Canova & Balestrieri, 2019). Alguns estudos tem demonstrado que a influência destes fatores climáticos nas taxas de atropelamento podem estar relacionados aos movimentos de dispersão das espécies (Lesinski, 2007; Seo *et al.*, 2015), aos comportamentos reprodutivos (Orlowski *et al.*, 2008; Colino-Rabanal *et al.*, 2011) e a exploração do ambiente, como no caso do uso do habitat diferindo entre as estações secas e chuvosas, ou entre dia e a noite (Seo *et al.*, 2015; Brum *et al.*, 2018).

A grande variação dos fatores de influência nas taxas de atropelamento de fauna nas rodovias, torna o conhecimento espacial destes locais de maior atrito de total importância na tomada de decisões por gestores de estrada (Grilo *et al.*, 2009; Girardet *et al.*, 2015), isso porque, a adoção de medidas mitigadoras auxilia no entendimento das relações entre os principais pontos de atropelamentos (agrupamentos) e as variáveis que influenciam estas agregações (Coelho *et al.*, 2008; Taylor & Goldingay, 2010). As medidas de mitigação, como

a criação de passagens, a instalação de cercas para impedir ou direcionar a travessia de animais e devem ser direcionadas aos locais onde possuam maior efetividade (Litvaitis & Tash, 2008; Langen *et al.*, 2009). Neste quesito, a identificação dos *hotspots* da estrada, mostra-se uma ferramenta rápida, barata (Bager & Fontoura, 2012) e que pode ser aplicada para direcionar os locais de implementação destas medidas, e dessa forma, auxiliar na redução dos efeitos provenientes deste impacto (Clevenger *et al.*, 2003; Glista *et al.*, 2009; Coelho *et al.*, 2008; Há & Shilling, 2018; Saranholi *et al.*, 2016). Sabe-se que o uso e a eficácia de cada tipo de passagem utilizada pode ser diferente entre espécies, pois cada uma possui requisitos preferências de estrutura e de paisagem, mas a construção de medidas espécie-específicas não são financeiramente viáveis (Foresman, 2003; Clevenger & Waltho, 2005; Taylor & Goldingay, 2010; Teixeira *et al.*, 2013). Algumas estruturas demonstraram serem eficientes para minimizar as colisões para um conjunto de espécies, como é o caso da “travessia estendida de riacho”, estrutura com margem alongadas em ambos os lados de um riacho, mas isso apenas quando as demandas de travessia co incidem para diferentes grupos (Teixeira *et al.*, 2013). Estudos de longa duração que investigam os fatores envolvidos na dinâmica dos atropelamentos em diferentes grupos taxonômicos podem melhorar a efetividade de medidas mitigadoras (Seo *et al.*, 2015; Carvalho *et al.*, 2015), além de reduzir custos, indicando medidas que consigam abranger várias espécies concomitantemente.

Diante da necessidade de entender os impactos das estradas na fauna de vertebrados, este estudo monitorou durante dois anos, três trechos de rodovias no extremo sul da Bahia, e teve como objetivos: (a) identificar as taxas de atropelamentos de animais para os diferentes grupos taxonômicos (mamíferos, aves, reptéis e anfíbios) e verificar se existe variação nestas taxas em relação as estações do ano e entre alta e a baixa temporada de turismo (b) identificar os locais de *hotspots* de atropelamentos para o grupo de vertebrados (mamíferos aves reptéis e anfíbios) nos trechos de rodovia analisados.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

O município de Ilhéus localiza-se na porção sul do estado da Bahia, e é uma das cidades mais populosas deste estado. Sua economia se baseia em três principais pilares: agricultura, indústria e turismo e possui uma demografia de 178.210 habitantes (IBGE, 2016). Com portos e aeroportos, é uma região com um alto tráfego de automotores e uma malha viária que interliga às principais cidades do entorno, como Itacaré, Una, Itabuna e Camamu. O

município também está localizado em uma região rica em biodiversidade e inserido totalmente em remanescentes florestais de Mata Atlântica, com um alto grau de endemismo para diversos grupos biológicos (Galindo-Leal & Camara, 2003).

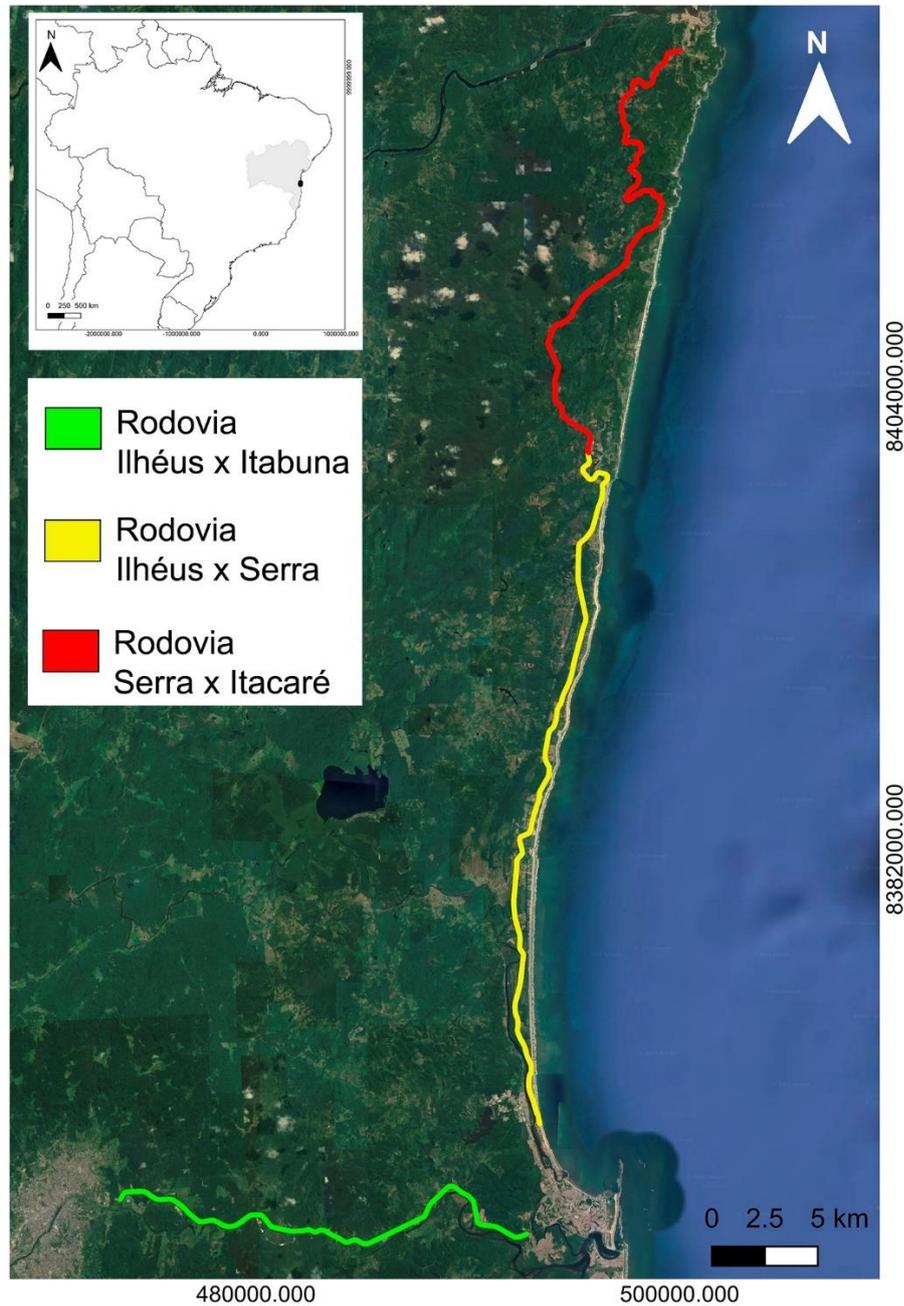


Figura 1 – Mapa da área de estudo destacando os três trechos de rodovias monitoradas durante nosso estudo na região de Ilhéus, porção sul do estado da Bahia.

Como sendo algumas das principais vias de acesso ao município de Ilhéus, selecionamos três trechos de rodovia para o monitoramento de atropelamentos de animais.

Com 32 quilômetros de distância, um dos trechos é um fragmento da rodovia BR - 415, estrada que liga Ilhéus ao município de Itabuna, uma via rápida, de pista simples, e que fica localizada as margens do rio Cachoeira, com um alto volume de tráfego de veículos automotores devido ao grande fluxo de pessoas entre estas cidades. Os outros dois trechos fazem parte da rodovia BA-001, estrada que liga o município de Ilhéus a alguns dos principais pontos turísticos da região, como por exemplo, Itacaré. Nestes trechos, o fluxo de veículos é maior na alta temporada de turismo e apesar de ambos serem de via simples, cada um apresenta características particulares pois estão inseridas em matrizes diferentes de paisagem. O trecho entre Ilhéus e Serra Grande possui uma distância de 42 quilômetros e apresenta uma paisagem semi-urbana, com pouca infraestrutura e predominância de construções residenciais em praticamente toda sua extensão, intercaladas com algumas propriedades rurais. Já o trecho entre Serra Grande e Itacaré possui 30 quilômetros de distância, sendo que os últimos 6 quilômetros pertencem à BA-654. Rodeado por propriedades rurais, este trecho possui vários fragmentos florestais bastante preservados, com um grande número de reservas ambientais particulares, sendo que a rodovia passa as margens da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e é próxima a uma grande extensão do Parque Estadual Serra do Conduru (Figura 1).

Amostragem

Monitoramos durante dois anos, três trechos de rodovia na região sul da Bahia, entre os meses de janeiro de 2020 a janeiro de 2022. As vistorias foram realizadas por dois observadores em um automóvel, verificando ambos os lados da estrada, a uma velocidade média de 40km por hora. Foram 37 vistorias para o trecho Itabuna - Ilhéus (ITAIOS), 39 vistorias para o trecho Ilhéus - Serra Grande (SERIOS) e 39 vistorias para o trecho Serra Grande - Itacaré (SERITACA). Como as coletas foram feitas quinzenalmente, ou seja, duas vezes por mês, intercalamos entre uma coleta no início da manhã e outra coleta nas primeiras horas da noite com o objetivo de abranger animais de ambos períodos de atividade. Todas as carcaças detectadas, na via ou nas margens da via, recentemente atropeladas ou aquelas que ficaram velhas na pista de colisões em dias anteriores, foram catalogadas e identificadas ao menor nível taxonômico possível e suas posições espaciais coletadas com GPS. Para evitar a dupla contagem, os novos registros eram comparados com os registros das coletas anteriores.

Análise de Dados

Para as análises das variáveis temporais, dividimos nossas amostras em cinco grupos distintos em cada um dos trechos de rodovia. O primeiro grupo é composto por todos os

registros de atropelamentos para a via (TODOS), já os outros quatro grupos foram separados de acordo com as classes taxonômicas de vertebrados (MAMÍFEROS, AVES, RÉPTEIS E ANFÍBIOS). A média de mortalidade foi realizada utilizando a razão entre os valores brutos de mortalidade pela quilometragem do trecho da rodovia, dividido pelo número de dias de coleta para cada trecho. Para a comparação no número de atropelamentos entre os trechos, utilizamos os valores do grupo TODOS, composto por todos os registros de atropelamentos para cada trecho. Utilizamos o teste de Kruskal-Wallis para verificar se existia diferença nas taxas de mortalidade entre os três trechos de rodovia. A posteriori, o teste de Dunn foi utilizado para cada variável resposta na comparação das médias entre os grupos.

Para a análise das taxas de atropelamentos entre a alta e baixa temporada de turismo, foram aplicados testes Mann-Whitney para cada um dos cinco grupos, em cada um dos três trechos. Utilizamos o teste de ANOVA one-way para cada grupo e em cada trecho separadamente, para verificar se existia variação na mortalidade entre as diferentes estações do ano. A posteriori, o teste de Tukey HSD foi utilizado para a identificação das diferenças entre os tratamentos (estações do ano).

Para a análise de dados dos pontos com maiores índices de atropelamentos (*hotspots*), as amostras foram separadas em sete grupos, sendo um grupo principal que incluía todas as amostras (TODOS), quatro grupos divididos de acordo com as classes taxonômicas (MAMÍFEROS, AVES, RÉPTEIS E ANFÍBIOS) e outros dois grupos que foram divididos de acordo com a forma de locomoção, para serem direcionadores de medidas mitigadoras. O grupo TERRESTRES foi composto por organismos que se movem principalmente pelo solo, como por exemplo, serpentes, sapos, rãs, mamíferos terrestres, anfisbenas e gymnophionas, enquanto o grupo ARBORÍCOLAS, foi composto por organismos que tendem a se locomover pelo sub-bosque ou copas das árvores, como os primatas, alguns roedores, serpentes arborícolas e os anfíbios hilídeos (pererecas).

Para avaliar se existia agregações de colisões entre fauna de vertebrados e os veículos nas vias, e em qual escala essas agregações eram observadas, utilizamos a estatística K de Ripley 2D (Coelho *et al.*, 2011) para cada um dos grupos, em cada um dos trechos, com um círculo inicial de 100 metros de raio e incremento de 100 metros, 1000 simulações e um intervalo de confiança de 95% (Figuras 2 a 4). Para localizar os trechos com maior probabilidade de atropelamento realizamos uma análise 2D de identificação de *hotspots* (Coelho *et al.*, 2011). Dividimos a rodovia em segmentos de tamanho correspondente a menor escala significativa de acordo com os resultados da estatística K de Ripley 2D para cada grupo alvo, avaliando a mortalidade dentro do menor raio com agregação significativa (Tabela 2).

Realizamos 1000 simulações e consideramos um intervalo de confiança de 95%. Todas as análises foram realizadas no programa Siriema v.2 (Coelho *et al.*, 2014).

RESULTADOS

Mortes por atropelamentos

Encontramos um total de 526 carcaças de animais nos trechos de rodovia durante os dois anos de monitoramento, com uma média geral de 6,93 atropelamentos/dia para os trechos. O grupo dos anfíbios foi o mais afetado, com um total de 201 indivíduos atropelados, sendo 199 pertencentes ao grupo dos anuros e 3 ao grupo das gymnophionas. Os répteis foram o segundo grupo mais numeroso, com 145 indivíduos, seguido pelo grupo das aves, com 112 indivíduos e o grupo dos mamíferos, com 69 indivíduos mortos por colisões com veículos. Se tratando do grupo dos mamíferos, a maioria das carcaças encontradas foram de animais domésticos, como cães e gatos, só destes organismos temos um total de 24 animais atropelados. Se desconsiderarmos os animais domésticos, são 45 registros de mortes para os mamíferos silvestres, sendo a ordem dos roedores (Rodentia) a com maior número de registros, com um total de 16 amostras. Os mamíferos voadores (chiropteros) e os carnívoros apresentaram 7 indivíduos cada um, enquanto a ordem Didelphimorphia e os primatas apresentaram 6 e 2 indivíduos, respectivamente. A subordem das serpentes foi a mais abundante entre os répteis, apresentando 113 indivíduos registrados, seguidos pela subordem das amphisbaenias, com 14 indivíduos e a subordem Sauria, com 11 indivíduos. Para as aves, Passeriformes foi a ordem que apresentou o maior número de registros, com 41 indivíduos. Os Cathartiformes, a ordem que representa o grupo dos urubus e abutres, foi o segundo grupo mais abundante, com 30 carcaças.

Ao analisarmos cada fragmento de rodovia separadamente, observamos que o trecho entre Ilhéus e Itabuna (ITAIOS), apresentou o maior número de atropelamentos no geral (319 registros), e também para cada grupo individualmente, com média de 0,378 atropelamentos/km/dia. Os anfíbios foram o grupo com maior número de registros (133 indivíduos), sendo representado principalmente pelos anuros das famílias Bufonidae e Hylidae (ver tabela 1). Os répteis encontrados neste trecho são todos pertencentes a ordem dos escamados, com exceção de um único registro de Testudinae. Ao avaliarmos as subordens dos escamados, observamos que o maior número de carcaças foi pertencente ao grupo das serpentes, seguidos pelos grupos das anfisbenas e o grupos dos lagartos (ver tabela 1). Das 62 carcaças de aves encontradas nesse trecho, 21 pertencem a ordem dos Passeriformes e 21

indivíduos a ordem dos Cathartiformes, sendo as outras 20 carcaças distribuídas em 4 outras ordens (ver tabela 1). O grupo com menor número de mortes por colisões com veículos foi o dos mamíferos, com 20 registros de animais silvestres e 14 registros para animais domésticos, sendo 7 gatos e 7 cães. O maior número de registros foi pertencente à família dos ratos (Cricetidae) e dos mamíferos voadores (Phyllostomidae), sendo importante ressaltar dois registros de lontras (*Lontra longicaudis*) para este trecho (Tabela 1).

O trecho entre Ilhéus e Serra Grande (SERIOS) apresentou 140 registros de carcaças de animais, com média de 0,099 atropelamentos/km/dia. Os grupos dos anfíbios, das aves e dos répteis mostraram números de registros bem similares para esse trecho, 44, 40 e 38 registros, respectivamente. Os anfíbios anuros ainda continuaram sendo o grupo mais numeroso, e apenas um dos registros foi pertencente ao grupo das gymnophionas. As famílias com maiores incidências são a Hylidae e Leptodactylidae (ver tabela 1). Neste trecho, o grupo das aves teve o segundo maior número de registros, com os Passeriformes, Cathartiformes e Apodiformes sendo as mais abundantes, com 15, 8 e 3 indivíduos encontrados mortos na via. Com apenas 2 registros de diferença do grupo das aves, os répteis continuam sendo um grupo com alto número de registros de carcaças nas estradas. As serpentes foram o grupo mais representativo, com um total de 32 indivíduos encontrados (Tabela 1). Já o grupo dos mamíferos, seguiu o mesmo padrão que o trecho ITAIOS, com roedores (4), mamíferos voadores (3) e canídeos (3) sendo os grupos com maior número de carcaças. Os mamíferos domésticos somaram 7 indivíduos (ver tabela 1).

O trecho com menor número de atropelamentos foi o percurso entre Serra Grande e Itacaré (SERITACA), com média de 0,062 atropelamentos/km/dia e um total de 68 animais mortos. Igualmente ao trecho SERIOS, no trecho SERITACA os anfíbios são quase todos anuros, com apenas 1 registro para o grupo das gymnophionas. A família Hylidae foi a mais representativa, com 13 registros de carcaças. As aves somaram 9 registros, sendo os Passeriformes a ordem mais abundante, com 5 indivíduos registrados. Os 14 mamíferos encontrados nesse trecho estão divididos entre 5 ordens, com os roedores, os didelfimorfos e os primatas com os maiores números de carcaças (ver tabela 1). Os répteis encontrados nessa via são todos pertencentes a ordem dos escamados, com o registro de 9 serpentes, sendo um indivíduo de surucucu-pico-de-jaca (*Lachesis muta*), classificada como espécie vulnerável de acordo com a UICN (União Internacional para a Conservação da Natureza). Neste trecho, também registramos um indivíduo de ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*), classificado como vulnerável pela IUCN, fazendo uma travessia com sucesso.

Análises temporais

A análise de Kruskal-Wallis mostrou que a mortalidade entre os trechos apresentou diferenças significativas ($H = 46.04$, $p < 0,001$). O número de atropelamentos no trecho ITAIOS se diferenciou significativamente do trecho SERIOS (Teste de Dunn, $Q = 4.28$, $p < 0,05$) e do trecho SERITACA (Teste de Dunn, $Q = 6.61$, $p < 0,05$), os quais apresentaram taxas equivalentes de mortalidade por colisões com veículos (Teste de Dunn, $Q = 17.63$, $p = 2.34$). O resultado da ANOVA para as análises entre as estações do ano mostrou que as taxas de atropelamentos para o grupo dos anfíbios no trecho ITAIOS também foi influenciado por este fator, apresentando valores significativos em relação aos outros tratamentos ($F(3) = 3,10$, $p = 0.043$), mas o teste de Tukey indicou diferenças significativas ($p = 0,032$) apenas entre as estações outono e inverno. As médias entre verão e primavera não foram significativamente diferentes de nenhuma estação, mas apresentaram valores médios maiores que os observados na estação do inverno, mostrando que durante este período temos as menores taxas de atropelamento para anfíbios nesse trecho.

Para alguns grupos em dois dos trechos, não foi possível realizar nenhuma estatística devido ao fato de não terem atingido um número mínimo de 5 registros durante as estações. No trecho SERIOS, o grupo dos mamíferos apresentou 2 registros para a estação do outono e 2 registros para o inverno, durante os dois anos de coleta, enquanto o grupo das aves e dos anfíbios apresentaram apenas 3 registros para a estação do inverno e 3 registros para o outono, respectivamente. Para o trecho SERITACA, os mamíferos tiveram 3 registros no outono e 2 registros na estação do inverno, enquanto as aves tiveram um baixo número de atropelamentos em todas as estações para este trecho, com no máximo dois registros para cada estação, durante os anos de coleta. O grupo dos répteis apresentou 3 registros para a estação do outono e primavera e 4 registros para a estação do inverno, enquanto o grupo dos anfíbios teve 4 registros na primavera e 2 registros no outono. Da mesma forma, para este mesmo trecho, as análises entre a diferença do número de atropelamentos entre alta e baixa temporada de turismo não foram executadas para o grupo das aves, que tiveram apenas 1 registro e para o grupo dos anfíbios, que tiveram 3 registros para a baixa temporada de turismo, não possibilitando a realização de análises estatísticas. Para os demais grupos, e para as outras duas rodovias, nenhum grupo apresentou diferença significativa no número de atropelamentos registrados entre a alta e a baixa temporada de turismo.

Hotspots de atropelamentos

Nem todos os grupos avaliados apresentaram agrupamentos significativos (figuras 5 a 7). Para o trecho ITAIOS, identificamos um total de 37 trechos de agrupamento de atropelamentos, sendo alguns sobrepostos entre os grupos, uma vez que o conjunto de dados utilizado para alguns grupos eram os mesmos, divididos entre: TODOS, MAMÍFEROS, AVES, ANFÍBIOS, TERRESTRES E ARBORÍCOLAS. Apenas o grupo RÉPTEIS não apresentou agrupamentos significativos (figuras 8 a 10). O grupo ANFÍBIOS apresentou o maior número de trechos com *hotspots* de atropelamentos (7), seguido pelo grupo das AVES (6), TERRESTRES (6) e ARBORÍCOLAS (5), sendo o grupo dos MAMÍFEROS o com menor número de trechos de *hotspots* (1). O trecho SERIOS apresentou um total de 33 *hotspots* significativos de atropelamento para os grupos, TODOS, AVES, ANFÍBIOS, ARBORÍCOLAS E TERRESTRES conjuntamente. O grupo MAMÍFEROS não apresentou agrupamentos significativos (figura 12). O grupo TERRESTRES foi identificado como o de maior número de agrupamentos (7), seguido pelo grupo dos ANFÍBIOS, AVES e RÉPTEIS, que apresentaram 5 trechos de *hotspots* cada. O grupo ARBORÍCOLAS apresentou apenas 2 trechos de agrupamentos de atropelamentos (figuras 11 a 13). O trecho SERITACA foi o que apresentou o menor número de trechos com agrupamentos de atropelamentos significativos, 9 no total, sendo 2 trechos para o grupo ARBORÍCOLAS e 2 trechos para cada um dos grupos de MAMÍFEROS e ANFÍBIOS (figuras 14 a 16).

O grupo dos ANFÍBIOS e dos ARBORÍCOLAS apresentaram trechos de *hotspots* em todas as três rodovias analisadas. Quando desconsiderado o grupo TODOS, onde estavam incluídos todos os registros, inclusive os de anfíbios, o grupo dos ANFÍBIOS foi o mais abundante em número de trechos de agrupamentos de colisões entre veículos e fauna. O grupo dos ARBORÍCOLAS nos trechos ITAIOS e SERIOS era representado exclusivamente pelos anuros hílideos, mostrando um efeito ainda maior nos anfíbios, quando considerado esse fator. O grupo AVES apresentou 11 trechos de *hotspots* nas rodovias ITAIOS e SERIOS, mas apresentou apenas 9 registros de atropelamentos, no trecho SERITACA, em dois anos de coleta. O grupo TERRESTRES, formado principalmente pelos sapos, rãs, serpentes e mamíferos terrestres, foi o segundo mais abundante em número de trechos de *hotspots*, sendo 7 *hotspots* para SERIOS e 6 *hotspots* para ITAIOS, o trecho SERITACA não possuiu nenhum *hotspots* para esse grupo.

DISCUSSÃO

Não se tem dúvidas de que a mortalidade direta de animais em rodovias é um fator de grande impacto na biodiversidade brasileira (Nielsen *et al.*, 2010; Santos *et al.*, 2013; Balčiauskas *et al.*, 2020). De acordo com nossos resultados, tivemos um total de 526 mortes de animais por colisões com veículos, podendo este valor estar subestimado, uma vez que as coletas foram realizadas em um momento onde o fluxo de veículos foi consideravelmente reduzido devido aos períodos de *lockdown* e redução da circulação de pessoas durante a pandemia do COVID-19 (Bates *et al.*, 2020; Pokorny *et al.*, 2022). Dessa mesma forma, acreditamos que a redução no fluxo de veículos, foi um dos principais fatores de influência para a não significância da diferença entre as taxas de mortalidade de animais entre a alta e baixa temporada de turismo nos trechos, principalmente os que ligam a cidade de Ilhéus e Itacaré (SERIOS e SERITACA). Em anos antes à pandemia, o fluxo de veículos sofria notavelmente um aumento durante os meses de alta temporada de turismo, o que não ocorreu nos anos de pandemia. O fluxo de veículos já foi reportado em diversos estudos como um dos fatores de relevância no aumento da mortalidade de vertebrados em estradas (Lesinski, 2007; Arnold *et al.*, 2019; Hill *et al.*, 2019; Schwartz *et al.*, 2020). Estas características da via, como fluxo de veículos e velocidade média da via, podem ter sido alguns dos fatores que levaram a divergência nas taxas de atropelamento entre as diferentes rodovias do estudo.

Apesar de não avaliado, o fluxo de veículos se distingue claramente entre as vias, devido simplesmente ao fato de algumas áreas serem mais urbanizadas que outras e possuírem um maior deslocamento diário de pessoas entre as cidades. As taxas de mortalidade acompanharam os diferentes níveis de tráfego de veículos. O trecho ITAIOS se mostrou como o de maior fluxo de automóveis, possuindo mais que o dobro de mortes que o segundo trecho mais abundante SERIOS. Estes dois trechos possuem um maior número de residências e são vias de acesso a grandes centros urbanos, como Itabuna e Ilhéus, sendo vias de maior velocidade e de tráfego veicular mais intenso. Contrariamente, o trecho SERITACA teve o menor número de registros de mortes, possivelmente por ser uma via de acesso a cidades e pontos turísticos, logo, houve redução do tráfego de veículos durante o período de pandemia, além do fato de ser uma via sinuosa, e com velocidades médias menores, fatores esses que já foram associados a menores taxas de colisões (Colino-Rabanal *et al.*, 2011; Freitas *et al.*, 2013; Tejera *et al.*, 2018). Outro fator que deve ser levado em conta é a proximidade da rodovia ITAIOS com o rio Cachoeira. A proximidade com recursos hídricos já foi associada com o aumento do número de atropelamentos para diversos grupos, como mamíferos (Ascensão *et al.*, 2017), aves (Freitas *et al.*, 2013; Arévalo *et al.*, 2017), répteis (Langen *et al.*,

2009; Freitas *et al.*, 2013) e anfíbios (Orlowski *et al.*, 2008; Sillero *et al.*, 2019). Os anfíbios e répteis parecem ter uma relação mais estreita com corpos d'água, talvez por estarem fortemente associados aos recursos hídricos e zonas úmidas, devido a suas características biológicas e ecológicas (Duellman & Trueb, 1994; Wells, 2010), o que foi representado pelo grande número de registros para esses grupos, principalmente no trecho ITAIOS. Da mesma forma que para os dois registros de lontras, encontradas próximas a duas pontes de afluentes do rio Cachoeira. Além da pouca distância, grande parte da estrada fica entre o rio e fragmentos florestais, possivelmente ocasionando um maior número de travessias entre estes dois recursos, o que aumenta as chances de colisões. A proximidade das estradas aos habitats florestais aumenta o atrito entre automóveis e animais, pois esses ambientes servem como abrigo ou refúgio para as espécies que se movimentam em busca de recursos, parceiros reprodutivos ou para a migração (Lesinski, 2007; Seo *et al.*, 2015). O trecho SERITACA é o que possui o maior número de fragmentos florestais, além da proximidade de áreas de preservação ambientais, que tendem a ser atenuantes em relação as taxas de atropelamentos (Kioko *et al.*, 2015; Garriga *et al.*, 2017), entretanto foi o trecho com menor número de registros, fortalecendo a ideia de que talvez, neste caso, o fluxo de veículos e a velocidade média da via, sejam fatores mais atenuantes no aumento do número de atropelamentos.

Os fatores ambientais, como a disponibilidade de recursos, afetam os padrões de atividade, de distribuição e de movimento dos organismos pela paisagem (Mandel *et al.*, 2008; Block *et al.*, 2011; Deppe *et al.*, 2015). O tipo do habitat parece ser um fator de forte associação com o aumento no número de atropelamentos (Coelho *et al.*, 2008; Fabrizio *et al.*, 2019). Os anfíbios e répteis foram os grupos que tiveram uma alta representatividade em todos os trechos, talvez devido ao fato da proximidade a recursos hídricos, principalmente nos trechos ITAIOS e SERIOS, onde a presença de zonas alagadas e corpos hídricos é maior. Estas características fazem com que a presença e abundância destes grupos estejam relacionados com a disponibilidade deste recurso no ambiente, sendo este um fator de impacto relacionado as taxas de colisões com veículos (Langen *et al.*, 2009; Orlowski *et al.*, 2008; Sillero *et al.*, 2019). O grupo dos anfíbios é o mais ameaçado pelas estradas (Sillero *et al.*, 2019) pois possuem altas taxas de mortalidade por atropelamento e são pouco estudados neste aspecto, além do fato de serem dificilmente detectados em amostragens com automóveis (Orlowski *et al.*, 2008; Langen *et al.*, 2009; Santos *et al.*, 2011; Santos *et al.*, 2016; Plante *et al.*, 2019). A efetividade da detecção de carcaças na via é considerada um dos principais problemas nos levantamentos em ecologia de estradas, pois podem subestimar as taxas de

mortalidade e influenciar nas distribuições espaciais de colisões (Santos *et al.*, 2011; Guinard *et al.*, 2012; Teixeira *et al.*, 2013; Santos *et al.*, 2015). Santos *et al.* (2016) em seu trabalho analisando a detectabilidade de diferentes métodos amostrais, observou que apenas 10% das médias de registros de uma amostragem a pé eram detectadas em levantamentos feitos com automóveis. Organismos maiores são mais fáceis de serem detectados e tendem a persistir mais na via (Santos *et al.*, 2016; Plante *et al.*, 2019), o que incrementa as chances de serem amostrados. Quando olhamos no geral, a maioria dos registros são de animais que possuem uma massa corporal maior, mesmo no grupo dos anfíbios, com a grande maioria dos registros sendo de sapos e rãs de médio e grande porte para a nossa região, talvez subestimando o número de atropelamentos para espécies de menor tamanho.

As serpentes apresentaram um padrão parecido, sendo as maiores taxas de atropelamentos registradas, para espécies de maior tamanho corporal, como por exemplo, para *Chironius carinatus* (Linnaeus, 1758) que foi a espécie com o maior número de registros. Esta espécie em particular, além de ser a de maior massa corporal, possui hábitos diurnos (Henderson *et al.*, 1976), fator associado ao aumento no número de mortes nas estradas para espécies ou grupo de espécies com essas características, em função principalmente do maior fluxo de veículos neste período (Brum *et al.*, 2018). Outra questão, é que o comportamento de caça utilizado por essa espécie é o de busca ativa pela presa (Fernandes & Hamdan, 2014), estratégia que ocasiona uma maior movimentação no ambiente, logo, maior probabilidade de travessia na pista e encontro com automóveis, o que possivelmente explicaria o baixo número de registros para viperídeos nas amostras, que possuem estratégias opostas, como hábitos noturnos e comportamento de caça senta-espereira (Jochimsen, 2006; Kunz & Ghizoni-Jr, 2009; Yue *et al.*, 2019). Em contrapartida, as jiboias tiveram um grande número de registros em nossas coletas, sendo a terceira espécie de serpente mais encontrada nas rodovias, principalmente nas vias com áreas mais urbanizadas. Rodríguez-Castro *et al.*, (2017) em um estudo realizado em São Paulo, Brasil, encontraram que reptéis com mobilidade intermediária, como é o caso da *Boa constrictor* (Forcart, 1960) estavam mais associados a áreas fortemente antropizadas e com áreas que possuíam várias construções. Deste mesmo modo, a mortalidade em estradas para o grupo das aves já foi associada a zonas residenciais e a áreas abertas, possivelmente guiadas pela disponibilidade de recursos para esse grupo nestes ambientes, principalmente de espécies mais generalistas (Sabino-Marques & Mira, 2011; Arnold *et al.*, 2019). A paisagem nestes ambientes pode favorecer a abundância de algumas presas, como roedores e insetos, o que pode atrair algumas espécies oportunistas para a caça

nestes locais (Ascensão *et al.*, 2012; Grilo *et al.*, 2014; Arnold *et al.*, 2019), aumentando a abundância e as chances de colisões para esses grupos (Há & Shilling, 2018).

A disponibilidade ou busca por recurso parece ser um *driver* do movimento e das abundâncias das espécies em certos locais, e conseqüentemente, das taxas de atropelamento. Outro exemplo, é a associação comumente vista entre o grupo dos cathartídeos (urubus) com o lixo e outras fontes antropogênicas de alimento (Kelly *et al.*, 2007), o que talvez fez com que esta espécie tenha sido a mais abundante para o grupo das aves em nossos estudos. As duas vias mais urbanizadas apresentaram um alto número de carcaças para estes grupos, talvez associada ao fato de nessas áreas o acúmulo de lixo ser maior, em contrapartida, a via com maior incidência de áreas naturais teve apenas um registro para este grupo, reflexo possivelmente de pouco recurso como carcaças e lixo disponíveis nesta via. A relação com a abundância de recursos alimentares não é um caso específico para estes grupos, também sendo relatada como *proxy* para atropelamentos de carnívoros, como alguns canídeos (Willians *et al.*, 2019; Planillo *et al.*, 2018) e possivelmente afeta todos os grupos em algum nível de relação. O cachorro do mato (*Cerdocyon thous*) e o cachorro doméstico (*Canis familiaris*), foram as duas espécies de canídeos registrados em nossas amostras. Estas duas espécies de onívoros oportunistas, além de utilizarem as vias para caça, também se aproveitam do acúmulo de lixo ou de carcaças de outros animais na pista (Lesinski, 2007; Carvalho-Roel *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2020), como registrado em um dos nossos levantamentos (figura 17). Animais domésticos como cães e gatos, foram os mamíferos mais abundantes predominantemente encontrados nas rodovias com maior número de residências, como em ITAIOS e SERIOS, talvez devido a sua relação com a presença humana e maior abundância nessas áreas. Por outro lado, espécies de habitats florestais foram mais presentes no trecho SERITACA, que possui grande quantidade de remanescentes florestais em seu entorno, além da proximidade com duas reservas ambientais, o que atenua essa relação devido aos altos níveis de abundância destes animais nestes locais (Garriga *et al.*, 2012; Kioko *et al.*, 2015).

Além da disponibilidade de recurso, fatores sazonais foram significantes para anfíbios no trecho ITAIOS. A diferença nas taxas de atropelamentos para este grupo entre as estações do outono e inverno devem ser reflexo das mudanças consideráveis da temperatura entre estas duas estações. O que podemos notar é que apesar de ocorrer chuvas torrenciais o ano todo na região, o começo do período efetivo de chuva tem início na estação do outono quando as temperaturas ainda estão elevadas, se estendendo até os meses de inverno, quando são

registradas as menores temperaturas anuais. Os padrões em ectotérmicos como répteis e anfíbios são dependentes de fatores ambientais devido a sensibilidade na variação do ambiente térmico (Todd *et al.*, 2011). A equivalência do número de colisões do outono com as outras estações do ano (verão e primavera), mostra que as médias de atropelamento mesmo que aumentadas devido ao período chuvoso não diferem muito das médias anuais do resto do ano, a não ser quando as temperaturas caem no inverno e possivelmente a abundância desse grupo nas estradas é reduzida. A dependência de fatores ambientais e o uso dos recursos associados principalmente a cursos d'água e zonas úmidas (Smith, 2012; Arévalo *et al.*, 2017), como as poças que se formam na beira da estrada, faz com que o grupo dos anfíbios seja bastante afetados pelo impacto da mortalidade direta nas estradas (Sillero *et al.*, 2019), devido principalmente à disponibilidade abundante destes recursos nas margens das vias. A grande quantidade de *hotspots* identificados nas rodovias para esse grupo pode ter uma associação com a alta abundância destes indivíduos em certos locais, guiados pela disponibilidade de recurso (Langen *et al.*, 2009; Rodríguez-Castro *et al.*, 2017).

De um modo geral, como já encontrado em diversos estudos, aparentemente os *hotspots* para a maioria dos trechos e dos grupos estavam associados a características da paisagem como a presença de recursos hídricos e a proximidade a fragmentos florestais (Garriga *et al.*, 2012; Fisher, 2018), exceto para o grupo das aves e dos mamíferos que tenderam a ficar mais próximas de zonas residenciais, possivelmente devido a influência do alto número de cathartídeos (urubus) e animais domésticos (cães e gatos) nestes locais. Os grupos que não tiveram agrupamentos significativos provavelmente devem possuir algum *driver* para o direcionamento dos locais de agrupamentos dos atropelamentos, mas devido ao baixo número de registros nas amostras, possivelmente pela redução do volume de tráfego de veículos durante a pandemia do COVID-19 (Bates *et al.*, 2020; Pokorny *et al.*, 2022), não conseguimos identificá-los. As mudanças antropogênicas como a construção de estradas afetam os padrões de movimento e uso do espaço pelos organismos (Leblond *et al.*, 2013), sendo a configuração espacial dos elementos da paisagem e as características do habitat bons preditores na frequência de atropelamento de vertebrados (Coelho *et al.*, 2008; Freitas *et al.*, 2013; Fabrizio *et al.*, 2019). Devido à variedade e intensidade dos impactos causados à fauna silvestre, a gestão de rodovias é indispensável, tornando a adoção de medidas mitigadoras totalmente dependente do entendimento das relações entre os principais pontos de atropelamentos (agrupamentos) e as variáveis que influenciam estas agregações (Coelho *et*

al., 2008; Taylor & Goldingay, 2010), o que torna essencial estudos sobre a ecologia de estradas, a paisagem e as relações com grupos funcionais e taxonômicos.

REFERÊNCIAS

- Arévalo, J. E., Honda, W., Arce-Arias, A. & 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.
- Arnold, E. M., Hanser, S. E., Regan, T., Thompson, J., Lowe, M., Kociolek, A. & Belthoff, J. R. 2019. Spatial, road geometric and biotic factors associated with Barn Owl mortality along an interstate highway. *Ibis*, 161(1):147-161.
- Ascensão, F., Desbiez, A. L., Medici, E. P. & Bager, A. 2017. Spatial patterns of road mortality of medium-large mammals in Mato Grosso do Sul, Brazil. *Wildlife Research*, 44(2):135-146.
- Ascensão, F., Grilo, C., Filipe, J., Santos-reis, M. & Clevenger, A. 2012. Highway verges as habitat providers for small mammals in agrosilvopastoral environments. *Biodiversity and Conservation*, 21:3681-3697.
- Bager, A. & Fontoura, V. 2012. Ecologia de estradas no Brasil—Contexto histórico e perspectivas futuras. In: Bager A (ed) *Ecologia de estradas: tendências e pesquisas*. 1st edn. Editora UFLA, Lavras, Minas Gerais, 13–34.
- Balciauskas, L., Stratford, J., Balciauskiene, L. & Kučas, A. 2020. Importance of professional roadkill data in assessing diversity of mammal roadkills. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 87:102493.
- Bates, A. E., Primack, R. B., Moraga, P. & Duarte, C. M. 2020. COVID-19 pandemic and associated lockdown as a ‘Global Human Confinement Experiment’ to investigate biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 248:108665.
- Bischof, R., Steyaert, S. M., Kindberg, J., 2017. Caught in the mesh: roads and their network-scale impediment to animal movement. *Ecography*, 40(12):1369–1380.
- Block, B. A., Jonsen, I. D., Jorgensen, S. J., Winship, A. J., Shaffer, S. A., Bograd, S. J., Hazen, E. L., Foley, D. G., Breed, A. G., Harrison, A. L., Ganong, J. E., Swithenbank, A., Castleton, M., Dewar, H., Mate, B. R., Shillinger, G. L., Schaefer, K. M., Benson, S. R., Weise, M. J., Henry, R. W. & Costa, D. P. 2011. Tracking apex marine predator movements in a dynamic ocean. *Nature*, 475:86-90.
- Boitet, E. R. & Mead, A. J. 2014. Application of GIS to a baseline survey of vertebrate roadkills in Baldwin County, Georgia. *Southeastern naturalist*, 13(1):176-190.
- Brum, T. R., Santos-Filho, M., Canale, G. R. & Ignácio, A. R. A. 2018. Effects of roads on the vertebrates diversity of the Indigenous Territory Paresi and its surrounding. *Brazilian Journal of Biology*, 78(1):125-132.
- Cáceres, N. C., Hannibal, W., Freitas, D. R., Silva, E. L., Roman, C. & Casella, J. 2010. Mammal occurrence and roadkill in two adjacent ecoregions (Atlantic Forest and Cerrado) in south-western Brazil. *Zoologia*, 27(5):709-717.

- Canal, D., Camacho, C., Martín, B., de Lucas, M. & Ferrer, M. 2018. Magnitude, composition and spatiotemporal patterns of vertebrate roadkill at regional scales: a study in southern Spain. *Animal Biodiversity and Conservation*, 41(2): 281-300.
- Canova, L. & Balestrieri, A. 2019. Long-term monitoring by roadkill counts of mammal populations living in intensively cultivated landscapes. *Biodiversity and conservation*, 28(1):97-113.
- Carvalho, C. F., Custódio, A. E. I. & Marçal Júnior, O. 2015. Wild vertebrates roadkill aggregations on the BR-050 highway, state of Minas Gerais, Brazil. *Bioscience Journal*, 31(3):951-959.
- Carvalho-Roel, C. F., Custódio, A. E. I. & Marçal Júnior, O. 2019. Do roadkill aggregations of wild and domestic mammals overlap? *Revista de Biología Tropical*, 67(1):47-60.
- Ceia-Hasse, A., Borda-de-Água, L., Grilo, C. & Pereira, H. M. 2017. Global exposure of carnivores to roads. *Global Ecology and Biogeography*, 26(5):592-600.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B. & Gunson, K. E. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109:15-26.
- Clevenger, A. P. & Waltho, N. 2005. Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, 121:453-464.
- Coelho, A. V. P., Coelho, I. P., Kindel, A., Teixeira, Z. F. 2014. SIRIEMA: *Road mortality software*, Porto Alegre, Brazil: NERF, UFRGS, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Coelho, I. P., Kindel, A., Coelho, A. V. P. 2011. SIRIEMA: *Spatial Evaluation of Road Mortality software*. User's Guide. 22.
- Coelho, I. P., Kindel, A. & Coelho, A. V. P. 2008. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, 54:689-699.
- Colino-Rabanal, V. J., Lizana, M. & Peris, S. J. 2011. Factors influencing wolf *Canis lupus* roadkills in Northwest Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 57(3):399-409.
- Davey, N., Dunstall, S. & Halgamuge, S., 2017. Optimal road design through ecologically sensitive areas considering animal migration dynamics. *Transport. Res. C Emer*, 77:478-494.
- Deppe, J. L., Ward, M. P., Bolus, R. T., Diehl, R. H., Celis-Murillo, A., Zenzal, T. J., Moore, F. R. J., Benson, T. J., Smolinsky, J. A., Schofield, L. N., Enstrom, D. A., Paxton, E. H., Bohrer, G., Beveroth, T. A., Raim, A., Obringer, R. L., Delaney, D. & Cochran, W. W. 2015. Fat, weather, and date affect migratory songbirds' departure decisions, routes, and time it takes to cross the Gulf of Mexico. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(46):E6331-E6338.
- Duellman, W. E. & Trueb, L. 1994. *Biology of amphibians*. JHU press.
- Fabrizio, M., Di Febbraro, M., D'Amico, M., Frate, L., Roscioni, F., & Loy, A. 2019. Habitat suitability vs landscape connectivity determining roadkill risk at a regional scale: a

- case study on European badger (*Meles meles*). *European journal of wildlife research*, 65(1):1-10.
- Fahrig, L. & Rytwinski, T. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14(1):1-20.
- Fernandes, D. S. & Hamdan, B. 2014. A new species of *Chironius* Fitzinger, 1826 from the state of Bahia, Northeastern Brazil (Serpentes: Colubridae). *Zootaxa*, 3881(6):563-575.
- Ferregueti, A. C., Graciano, J. M., Luppi, A. P., Pereira-Ribeiro, J., Rocha, C. F. D. & Bergallo, H. G. 2020. Roadkill of medium to large mammals along a Brazilian road (BR-262) in Southeastern Brazil: spatial distribution and seasonal variation. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 55(3):216-225.
- Foresman, K. R. 2003. Small mammal use of modified culverts on the Lolo South project of western Montana – an update, pp. 342-343. In: C. L. Irwin, P. Garret & K. P. McDermott (eds.). 2013. *Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation*. Center for Transportation and the Environment. 688p.
- Forman, R. T. T., Sperling, D., Bissonette, J. A., Clevenger, A. P., Cutshall, C. D., Dale, V. H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C. R., Heanue, K., Jones, J. A., Swanson, F. J., Turrentine, T., & Winter, T. C. 2003. *Road ecology: science and solutions*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Freitas, S. R., Sousa, C. O. & Bueno, C. 2013. *Effects of landscape characteristics on roadkill of mammals, birds and reptiles in a highway crossing the Atlantic Forest in southeastern Brazil*. In International Conference on Ecology and Transportation (ICOET 2013). Arizona.
- Gagné, S. A., Bates, J. L. & Bierregaard, R. O. 2015. The effects of road and landscape characteristics on the likelihood of a Barred Owl (*Strix varia*)-vehicle collision. *Urban Ecosystems*, 18(3):1007-1020.
- Galindo-Leal, C., Câmara, I. G., Galindo-Leal, C. & Câmara, I. G. 2003. Atlantic Forest hotspot status: an overview. Washington (DC): C. Galind-Leal, I. G. Câmara. *The Atlantic Forest of south America: biodiversity status, threats, and outlook*. Conservation International, 3-11.
- Garrah, E., Danby, R. K., Eberhardt, E., Cunnington, G. M. & Mitchell, S. 2015. Hot spots and hot times: wildlife road mortality in a regional conservation corridor. *Environmental Management*, 56(4):874-889.
- Garriga, N., Franch, M., Santos, X., Montori, A. & Llorente, G. A. 2017. Seasonal variation in vertebrate traffic casualties and its implications for mitigation measures. *Landscape and Urban Planning*, 157:36-44.
- Garriga, N., Santos, X., Montori, A., Richter-Boix, A., Franch, M. & Llorente, G. A. 2012. Are protected areas truly protected? The impact of road traffic on vertebrate fauna. *Biodiversity and Conservation*, 21(11):2761-2774.
- Girardet, X., Conruyt-Rogéon, G. & Foltête, J. C. 2015. Does regional landscape connectivity influence the location of roe deer roadkill hotspots? *European journal of wildlife research*, 61(5):731-742.

- Glista, D. J., De Vault, T. L. & DeWoody, J. A. 2009. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning*, 91(1):1–7.
- Gomes, L., Grilo, C., Silva, C. & Mira, A. 2009. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecological research*, 24(2):355-370.
- González-Gallina, A., Benítez-Badillo, G., Rojas-Soto, O. R. & Hidalgo-Mihart, M. G. 2013. The small, the forgotten and the dead: highway impact on vertebrates and its implications for mitigation strategies. *Biodiversity and Conservation*, 22(2):325-342.
- González-Suárez, M., Zanchetta Ferreira, F. & 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., Wilson, R., Weston, N. & Cohen, M. 2008. Highway overpass evaluation of effectiveness: Kuranda Range Road upgrade project. *Commonwealth Environment Research Facilities-Marine and Tropical Sciences Research Facility. School of Earth and Environmental Sciences, James Cook University, Cairns*.
- Grilo, C., Ascensão, F., Santos-Reis, M. & Bissonette, J. A. 2011. Do well-connected landscapes promote road-related mortality? *European Journal of Wildlife Research*, 57(4):707-716.
- Grilo, C., Bissonette, J. A. & Santos-Reis, M. 2009. Spatial–temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: consequences for mitigation. *Biological Conservation*, 142(2):301-313.
- Grilo, C., Coimbra, M. R., Cerqueira, R. C., Barbosa, P., Dornas, R. A. P., Gonçalves, L. O, ... Kindel A. 2018. Brazil road-kill: A data set of wildlife terrestrial vertebrate road-kills. *Ecology*, 99, 2625.
- Grilo, C., Reto, D., Filipe, J., Ascensao, F., Revilla, E. 2014. Understanding the mechanisms behind road effects: linking occurrence with road mortality in owls. *Anim. Conserv*, 17:555-564.
- Guinard, E., Julliard, R. & Barbraud, C. 2012. Motorways and bird traffic casualties: carcasses surveys and scavenging bias. *Biological Conservation*, 147(1):40-51.
- Há, H. & Shilling, F. 2018. Modelling potential wildlife-vehicle collisions (WVC) locations using environmental factors and human population density: A case-study from 3 state highways in Central California. *Ecological Informatics*, 43:212-221.
- Hels, T. & Buchwald, E. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation*, 99(3):331-340.
- Henderson, R. W., Nickerson, M. A. & Ketcham, S. 1976. Short term movements of the snakes *Chironius carinatus*, *Helicops angulatus* and *Bothrops atrox* in Amazonian Peru. *Herpetologica*, 304-310.
- Hill, J. E., De Vault, T. L. & Belant, J. L. 2019. Cause-specific mortality of the world's terrestrial vertebrates. *Global Ecology and Biogeography*, 28(5):680-689.
- Husby, M. 2016. Factors affecting road mortality in birds. *Ornis Fennica* 93:212-224
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico Brasileiro. 2016. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 08 de novembro de 2020.

- Jaeger, J. A. G., Fahrig, L. & Ewald, K.C. 2006. Does the configuration of road networks influence the degree to which roads affect wildlife populations? In: Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation, Eds. Irwin, C. L., Garrett, P. & McDermott, K.P. *Center for Transportation and the Environment*. North Carolina State University, Raleigh, NC: 13-17.
- Jochimsen, D. M. 2006. *Factors influencing the road mortality of snakes on the Upper Snake River Plain, Idaho*. In: Irwin, C. L.; Garrett, P. & McDermott, K. P. (Eds.). Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation, Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, USA, 351-365.
- Kelly, N. E., Sparks, D. W., DeVault, T. L. & Rhodes, O. E. 2007. Diet of black and turkey vultures in a forested landscape. *The Wilson Journal of Ornithology*, 119(2), 267-270.
- Kioko, J., Kiffner, C., Jenkins, N. & Collinson, W. J. 2015. Wildlife roadkill patterns on a major highway in northern Tanzania. *African Zoology*, 50(1):17-22.
- Kreling, S. E. S., Gaynor, K. M., Coon, C. A. C. 2019. Roadkill distribution at the wildland-urban interface. *Jour Wild Mgmt*, 83:1427–1436.
- Kunz, T. S. & Ghizoni-Jr, I. R. 2009. Serpentes encontradas mortas em rodovias do estado de Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*, 22(2):91-103.
- Langen, T. A., Ogden, K. M. & Schwarting, L. L. 2009. Predicting hot spots of herpetofauna road mortality along highway networks. *The Journal of Wildlife Management*, 73(1):104-114.
- Laurence, W. F., Albernaz, A. K. M., Schroth, G. & Fearnside, P. M. 2002. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography*. 29:737–748.
- Leblond, M. C., Dussault, J, Ouellet, P. 2013. Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity. *Journal of Zoology*, 289:32–40.
- Lesinski, G. 2007. Bat road casualties and factors determining their number. *Mammalia*, 71(3):138-142.
- Litvaitis, J. A., & Tash, J. P. 2008. An approach toward understanding wildlife-vehicle collisions. *Environmental Management*, 42:688–697.
- Mandel J. T., Bildstein, K. L., Bohrer, G., Winkler, D. W. 2008. Movement ecology of migration in turkey vultures. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(49):19102-19107.
- Markolt, F., Hervai, A., Havas, G., Szemethy, L. & Heltai, M. 2012. Landscape factors influencing roe deer roadkill frequencies on the M3 highway of Hungary. *Review on Agriculture and Rural Development*, 1(1):44-49.
- Nielsen, S. E., McDermid, G., Stenhouse, G. B., Boyce, M. S. 2010. Dynamic wildlife habitat models: seasonal foods and mortality risk predict occupancy-abundance and habitat selection in grizzly bears. *Biological Conservation*, 143(7):1623-1634.

- Orlowski, G., Ciesiolkiewicz, J., Kaczor, M., Radwanska, J. & Zywicka, A. 2008. Species composition and habitat correlates of amphibian roadkills in different landscapes of south-western Poland. *Pol. J. Ecol*, 56(4):659-671.
- Planillo, A., Mata, C., Manica, A. & Malo, J. E. 2018. Carnivore abundance near motorways related to prey and roadkills. *The Journal of Wildlife Management*, 82(2):319-327.
- Plante, J., Jaeger, J. A. & 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.
- Pokorny, B., Cerri, J., & Buzan, E. 2022. Wildlife roadkill and COVID-19: A biologically significant, but heterogeneous, reduction. *Journal of Applied Ecology*, 59(5):1291-1301.
- Puig, J., Ariño, A. H. & Sanz, L. 2012. The link between roadkills distribution and the surrounding landscape in two highways in Navarre, Spain. *Environmental Engineering and Management Journal*, 11(6):1171-1178.
- Ramp, D., Caldwell, J., Edwards, K. A., Warton, D. & Croft, D. B. 2005. Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation*, 126(4), 474–490.
- Rodríguez-Castro, K. G., Ciocheti, G., Ribeiro, J. W., Ribeiro, M. C. & Galetti, P. M. 2017. Using DNA barcode to relate landscape attributes to small vertebrate roadkill. *Biodiversity and conservation*, 26(5):1161-1178.
- Sabino-Marques, H. & Mira, A. 2011. Living on the verge: are roads a more suitable refuge for small mammals than streams in Mediterranean pastureland? *Ecology Research*, 26:277-287.
- Santos, R. A. L., Ascensão, F., Ribeiro, M. L., Bager, A., Santos-Reis, M., Aguiar, L. M. 2017. Assessing the consistency of hotspot and hot-moment patterns of wildlife road mortality over time. *Perspect Ecol Conser*, 15(1):56-60.
- Santos, S. M., Carvalho F., Mira, A. 2011. How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. *PLoS ONE*, 6:e25383.
- Santos, S. M., Lourenço, R., Mira, A. & Beja, P. 2013. Relative effects of road risk, habitat suitability, and connectivity on wildlife roadkills: the case of tawny owls (*Strix aluco*). *PLoS One*, 8(11):e79967.
- Santos, S. M., Marques, J. T., Lourenço, A., Medinas, D., Barbosa, A. M., Beja, P., 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., de Figueiredo, A. P., Bager, A., Aguiar, L. M. & Ascensao, F. 2016. Carcass persistence and detectability: reducing the uncertainty surrounding wildlife-vehicle collision surveys. *PloS One*, 11(11):e0165608.
- Saranholi, B. H., Bergel, M. M., Ruffino, P. H., Rodríguez-C, K. G., Ramazzotto, L. A., De Freitas, P. D. & Galetti Jr, P. M. 2016. Roadkill hotspots in a protected area of

- Cerrado in Brazil: planning actions to conservation. *Revista MVZ Córdoba*, 21(2):5441.
- Schwartz, A. L., Shilling, F. M. & Perkins, S. E. 2020. The value of monitoring wildlife roadkill. *European Journal of Wildlife Research*, 66(1):1-12.
- Seo, C., Thorne, J. H., Choi, T., Kwon, H. & Park, C. H. 2015. Disentangling roadkill: the influence of landscape and season on cumulative vertebrate mortality in South Korea. *Landscape and ecological engineering*, 11(1):87-99.
- Sillero, N., Poboljsaj, K., Lesnik, A. & Salamun, A. 2019. Influence of Landscape Factors on Amphibian Roadkills at the National Level. *Diversity*, 11(1):13.
- Silva, L. T., Souza, A. C. F. D. & Silva, L. A. M. 2020. *Ecologia, interações e percepções humanas de Cerdocyon thous em paisagens rurais no estado de Pernambuco, Brasil*. Anais da Academia Brasileira de Ciências, 92.
- Silveira-Miranda, J. E., de Melo, F. R. & Keichi Umetsu, R. 2020. Are Roadkill Hotspots in the Cerrado Equal Among Groups of Vertebrates? *Environmental Management*, 65(4):565–573.
- Smith, D. J. 2012. Determining location and design of cost-effective wildlife crossing structures along US-64 in North Carolina. *Transportation research record*, 2270(1):31-38.
- Taylor, B. D., 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., Kindel, A. 2013. Vertebrate road mortality estimates: effects of sampling methods and carcass removal. *Biol. Conserv*, 157:317-323.
- Teixeira, F. Z., Coelho, I. P., Esperandio, I. B. et al. 2013. Are road-kill hotspots coincident among different vertebrate groups? *Oecologia Aust*, 17:36–47.
- Tejera, G., Rodríguez, B., Armas, C. & Rodríguez, A. 2018. Wildlife-vehicle collisions in Lanzarote Biosphere Reserve, Canary Islands. *PloS One*, 13(3):e0192731.
- Todd, B. D., Scott, D. E., Pechmann, J. H. & Gibbons, J. W. 2011. Climate change correlates with rapid delays and advancements in reproductive timing in an amphibian community. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1715):2191-2197.
- Trombulak, S. C. & Frissell, C. A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*. 14:18-30.
- van der Ree, R., Cesarini, S., Sunnucks, P., Moore, J. L. & Taylor, A. 2010. Large gaps in canopy reduce road crossing by a gliding mammal. *Ecology and Society*, 15(4).
- Wells, K. D. 2010. *The ecology and behavior of amphibians*. University of Chicago Press.
- Williams, S. T., Collinson, W., Patterson-Abrolat, C., Marneweck, D. G. & Swanepoel, L. H. 2019. Using road patrol data to identify factors associated with carnivore roadkill counts. *PeerJ*, 7:e6650.
- Yue, S., Bonebrake, T. C. & Gibson, L. 2019. Informing snake roadkill mitigation strategies in Taiwan using citizen science. *The Journal of Wildlife Management*, 83(1):80-88.

ANEXO A

Tabela 1 – Registros e abundância de espécies atropeladas em dois anos de coletas (2020 e 2021) em três trechos de rodovias no sul da Bahia.

Táxon	Nome comum	Trecho						Total
		Itaios		Serios		Seritaca		
		Ano 1	Ano 2	Ano 1	Ano 2	Ano 1	Ano 2	
Amphibia								
Anura								
Anura sp.		7	7		1			15
Bufonidae								
Rhinella sp.	Sapo cururu	13	5	6	3	4	3	34
Hylidae								
<i>Aparasphenodom brunoi</i>	Perereca de capacete	1						1
<i>Boana albomarginata</i>	Perereca araponga			1			2	3
<i>Itapotihyla langsdorffii</i>	Perereca castanhola		2	3	2	1	1	9
<i>Trachycephalus mesophaeus</i>	Perereca leiteira	3	7	6	2	3	1	22
<i>Boana faber</i>	Rã martelo	1	4	1		1	1	8
Hylidae sp.		7	11	5	4	1	2	30
Leptodactylidae								
<i>Leptodactylus latrans</i>	Rã manteiga	1	6	4	1	1		13
<i>Leptodactylus macrosternum</i>	Rã	1						1
Leptodactylus sp.	Rã			1				1
<i>Leptodactylus gr. latrans</i>	Rã manteiga	18	17		1			36
Leptodactylidae sp.		10	8		1	1		20
Microhylidae								
Microhylidae sp.			1					1

Táxon	Nome comum	Trecho						Total
		Itaios		Serios		Seritaca		
		Ano 1	Ano 2	Ano 1	Ano 2	Ano 1	Ano 2	
Odontophrynidae								
<i>Proceratophrys</i> sp.	Sapo verruga					1	1	
Odontophrynidae sp.				1			1	
Phyllomedusidae								
Phyllomedusidae sp.		1					1	
Gymnophiona								
Caeciliidae								
Caecilidae sp.			1		1	1	3	
Aves								
Aves sp.		9	6	5	3		1	24
Apodiforme								
Trochilidae								
<i>Chlorestes notata</i>	Beija flor de garganta azul			1				1
<i>Chrysuronia versicolor</i>	Beija flor de banda branca			1				1
<i>Eupetomena macroura</i>	Beija flor tesoura		1				1	2
<i>Glaucis hirsutus</i>	Balança rabo de bico torto			1				1
Caprimulgiforme								
Caprimulgidae								
Caprimulgidae sp.				1				1
Cathartiforme								
Cathartidae								
<i>Cathartes aura</i>	Urubu de cabeça vermelha		2					2
<i>Cathartes</i> sp.	Urubu		1	1	3			5
<i>Coragyps atratus</i>	Urubu de cabeça preta		3	3	1	1		8
Cathartidae sp.	Urubu	12	3					15
Columbiforme								

Táxon	Nome comum	Trecho						Total
		Itaios		Serios		Seritaca		
		Ano 1	Ano 2	Ano 1	Ano 2	Ano 1	Ano 2	
<i>Todirostrum cinereum</i>	Ferreirinho relógio			1				1
Thamnophilidae								
<i>Thamnophilus palliatus</i>	Choca-listrada		1					1
Thraupidae								
<i>Saltator maximus</i>	Trinca ferro		1					1
<i>Sicalis flaveola</i>	Canário da terra verdadeiro			1	1			2
<i>Tangara cayana</i>	Saíra amarela			1				1
<i>Tangara seledon</i>	Saíra sete cores		2					2
<i>Thraupis palmarum</i>	Sanhaço do coqueiro		1		1		1	3
Thraupidae sp.		4		1				5
Turdidae								
<i>Turdus rufiventris</i>	Sabiá laranjeira		1	1	2			4
Tyrannidae								2
<i>Myiozetetes similis</i>	Bentevizinho de penacho vermelho		1					1
Tyrannidae sp.	Lavadeira de cabeça branca	1						1
Vireonidae								
<i>Cyclarhis guianensis</i>	Pitiguari			1				1
Piciforme								
Picidae								
<i>Colaptes melanochloros</i>	Pica pau verde barrado				1			1
Mammalia								
Mammalia sp.		4			1	1		6
Carnivora								
Canidae								
<i>Canis lupus familiaris</i>	Cachorro doméstico	1	5		2	1	1	10
<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro do mato	2			3	1		6

Táxon	Nome comum	Trecho						Total
		Itaios		Serios		Seritaca		
		Ano 1	Ano 2	Ano 1	Ano 2	Ano 1	Ano 2	
Reptilia sp.		3						3
Amphisbaenia								
Amphisbaenidae								
Amphisbaenidae sp.		2	7		2		3	14
Cryptodira								
Testudinidae								
<i>Chelonoidis carbonarius</i>	Jabuti piranga		1					1
Sauria								
Sauria sp.		1					1	2
Polychrotidae								
<i>Polychrus marmoratus</i>	Papa vento verde		1		1			2
Teiidae								
<i>Salvator merianae</i>	Teiú	1	1					2
Tropiduridae								
Tropiduridae sp.			1	1	2	2		6
Serpentes								
Serpentes sp.		12		5	1	2		17
Boidae								
<i>Boa constrictor</i>	Jibóia	2	1	6	1	1		11
<i>Epicrates chencrria</i>	Jibóia arco-íris	4	2	1				7
Colubridae								
<i>Chironius bicarinatus</i>	Caninana verde	2	1					3
<i>Chironius carinatus</i>	Acutimbóia	9	12	3			2	26
<i>Leptophis ahaetulla</i>	Cobra verde		1					1
<i>Oxybelis aeneus</i>	Cobra cipó bicuda					1		1
<i>Spilotes sulphureus</i>	Caninana amarela		1			1	1	3

Táxon	Nome comum	Trecho						Total
		Itaios		Serios		Seritaca		
		Ano 1	Ano 2	Ano 1	Ano 2	Ano 1	Ano 2	
Colubridae sp.		1	3		1			5
Dipsadidae								
<i>Atractus guentheri</i>	Falsa-coral		1					1
<i>Dipsas variegata</i>	Dormideira		1					1
<i>Erythrolamprus miliaris</i>	Cobra lisa		2	1	2			5
<i>Erythrolamprus reginae</i>	Jabutibóia				1			1
<i>Oxyrophus guibei</i>	Falsa-coral		1					1
<i>Oxyrophus petolarius</i>	Falsa-coral	3						3
<i>Oxyrophus</i> sp.	Falsa-coral	1						1
<i>Pseudoboa nigra</i>	Muçurana	1	9	5	1		2	18
<i>Xenodon merremi</i>	Boipeva	1	1	2	1			5
<i>Xenopholis scalaris</i>	Jararaquinha		1					1
Viperidae								
<i>Bothrops leucurus</i>	Jararaca malha de sapo		1		1			2
<i>Lachesis muta</i>	Surucucu pico de jaca					1		1

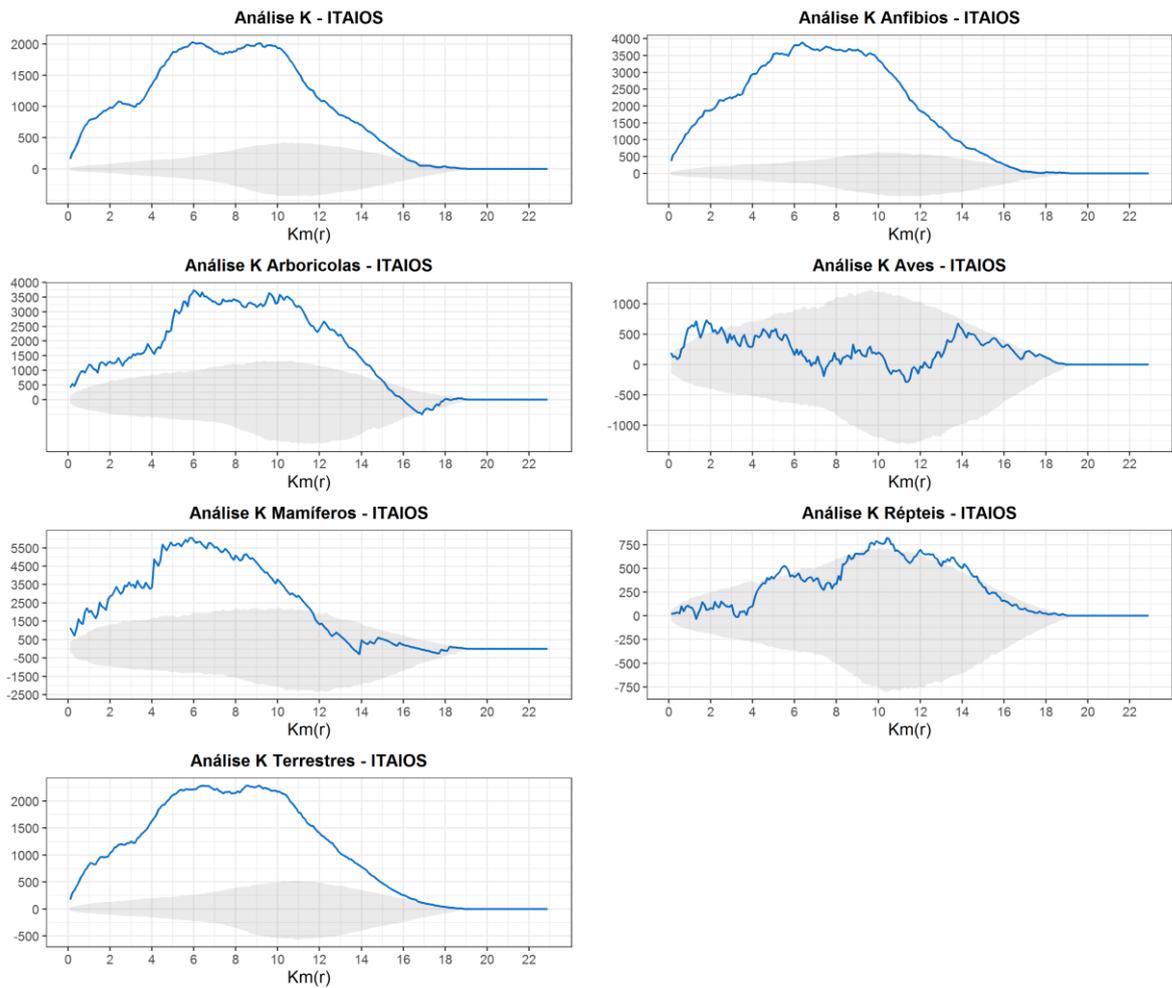


Figura 2 – Agregação de atropelamentos de acordo incremento de raio, na rodovia BR-415, trecho entre os municípios de Ilhéus e Itabuna (2020-2022). A agregação é representada pela linha azul, que quando acima dos limites de confiança (em cinza) indicam agregação significativa e abaixo desses limites indicam dispersão (Coelho et al., 2014).

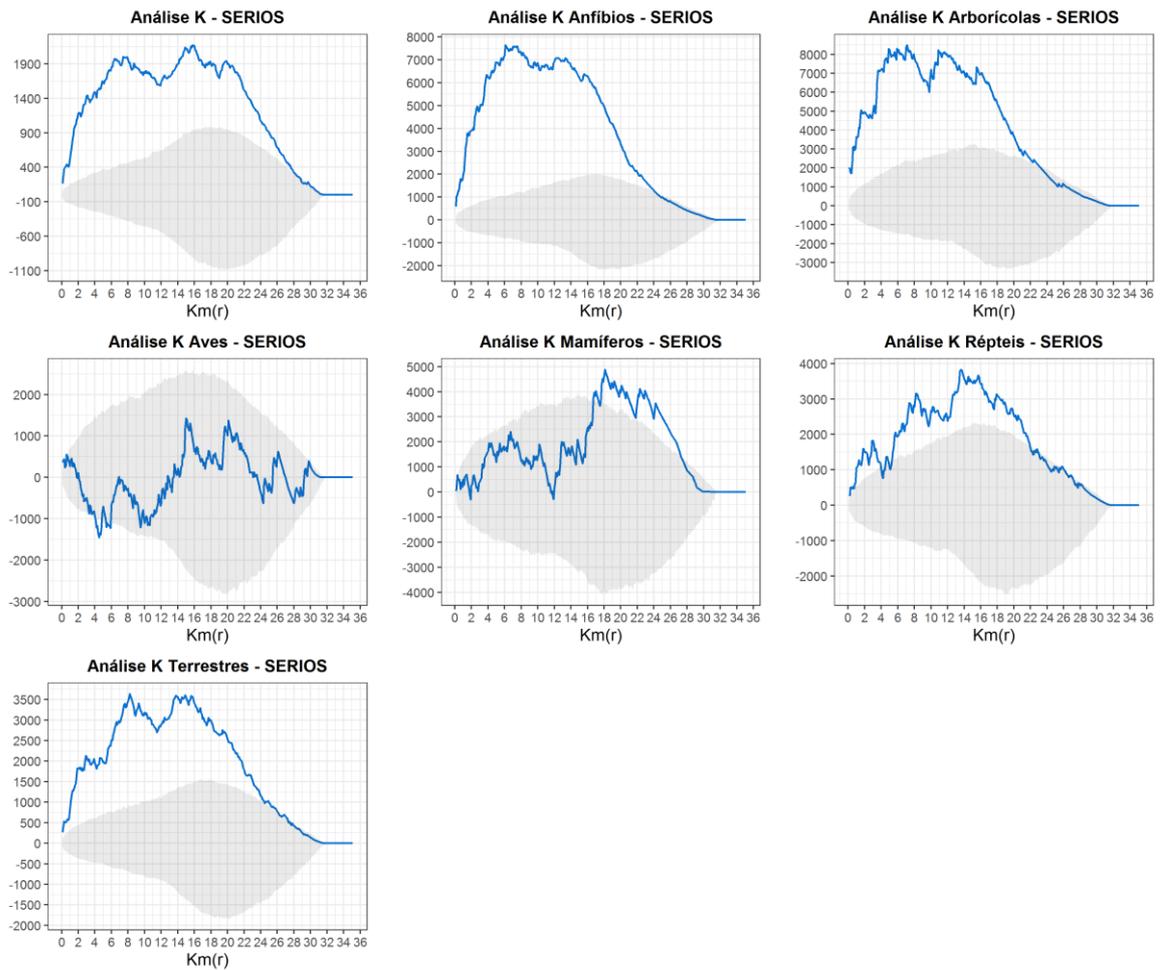


Figura 3 – Agregação de atropelamentos de acordo incremento de raio, na rodovia BA-001, trecho entre o município de Ilhéus e Serra Grande, distrito de Uruçuca (2020-2022). A agregação é representada pela linha azul, que quando acima dos limites de confiança (em cinza) indicam agregação significativa e quando abaixo desses limites indicam dispersão (Coelho et al., 2014).

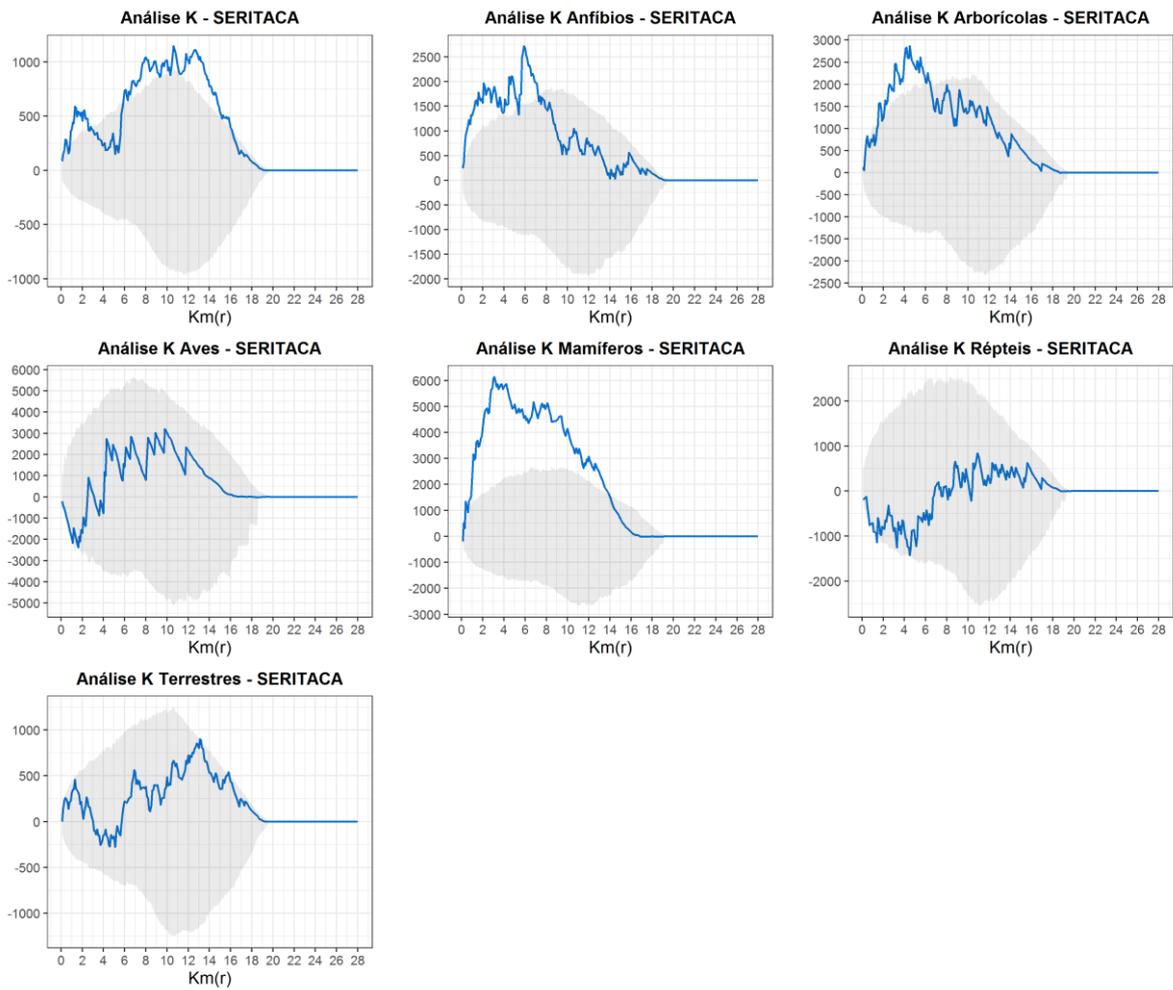


Figura 4 – Agregação de atropelamentos de acordo incremento de raio, na rodovia BA-001, trecho entre Serra Grande, distrito de Uruçuca e o município de Itacaré (2020-2022). A agregação é representada pela linha azul, que quando acima dos limites de confiança (em cinza) indicam agregação significativa e abaixo desses limites indicam dispersão (Coelho et al., 2014).

Tabela 2 – Tamanho de raio utilizado para a realização das análises de 2d *hotspots*. Os locais sem valores indicam os grupos para cada trecho que não apresentaram agregação significativa em nenhum raio.

TRECHO	GRUPOS	RAIO (m)
ITAIOS	Todos	100
ITAIOS	Mamíferos	500
ITAIOS	Aves	100
ITAIOS	Répteis	-
ITAIOS	Anfíbios	100
ITAIOS	Terrestres	100
ITAIOS	Arborícolas	100
SERIOS	Todos	100
SERIOS	Mamíferos	-
SERIOS	Aves	100
SERIOS	Répteis	100
SERIOS	Anfíbios	100
SERIOS	Terrestres	100
SERIOS	Arborícolas	100
SERITACA	Todos	200
SERITACA	Mamíferos	500
SERITACA	Aves	-
SERITACA	Répteis	-
SERITACA	Anfíbios	300
SERITACA	Terrestres	-
SERITACA	Arborícolas	400

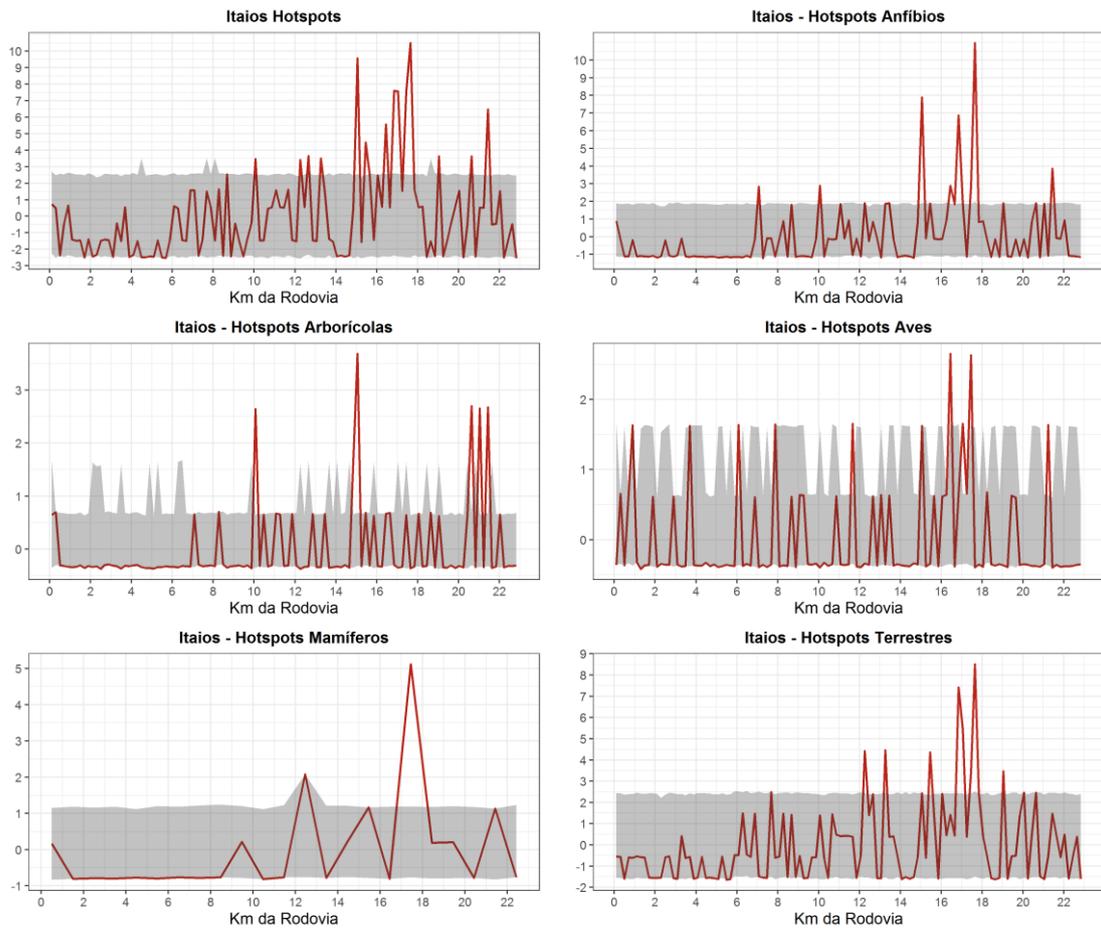


Figura 5 – Local de agregação de atropelamentos na rodovia BR-415, trecho entre os municípios de Ilhéus e Itabuna (ITAIOS). A linha vermelha representa os valores HS e as linhas cinzas superior e inferior são os limites de confiança. Os valores de HS acima dos limites de confiança indicam os trechos com intensidade de agregação significativa (Coelho et al., 2014).

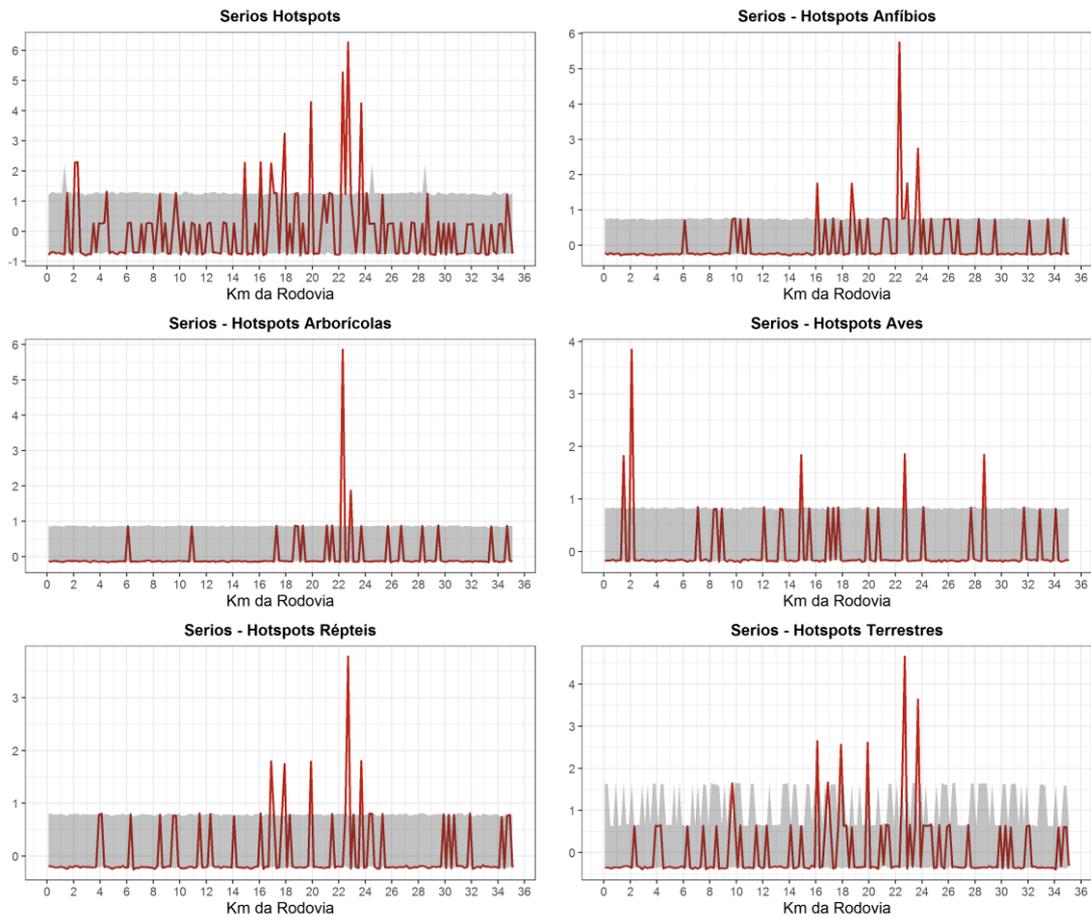


Figura 6 – Local de agregação de atropelamentos na rodovia BA-001, trecho entre os municípios de Ilhéus e Serra Grande (SERIOS), distrito de Uruçuca. A linha vermelha representa os valores HS e as linhas cinzas superior e inferior são os limites de confiança. Os valores de HS acima dos limites de confiança indicam os trechos com intensidade de agregação significativa (Coelho et al., 2014).

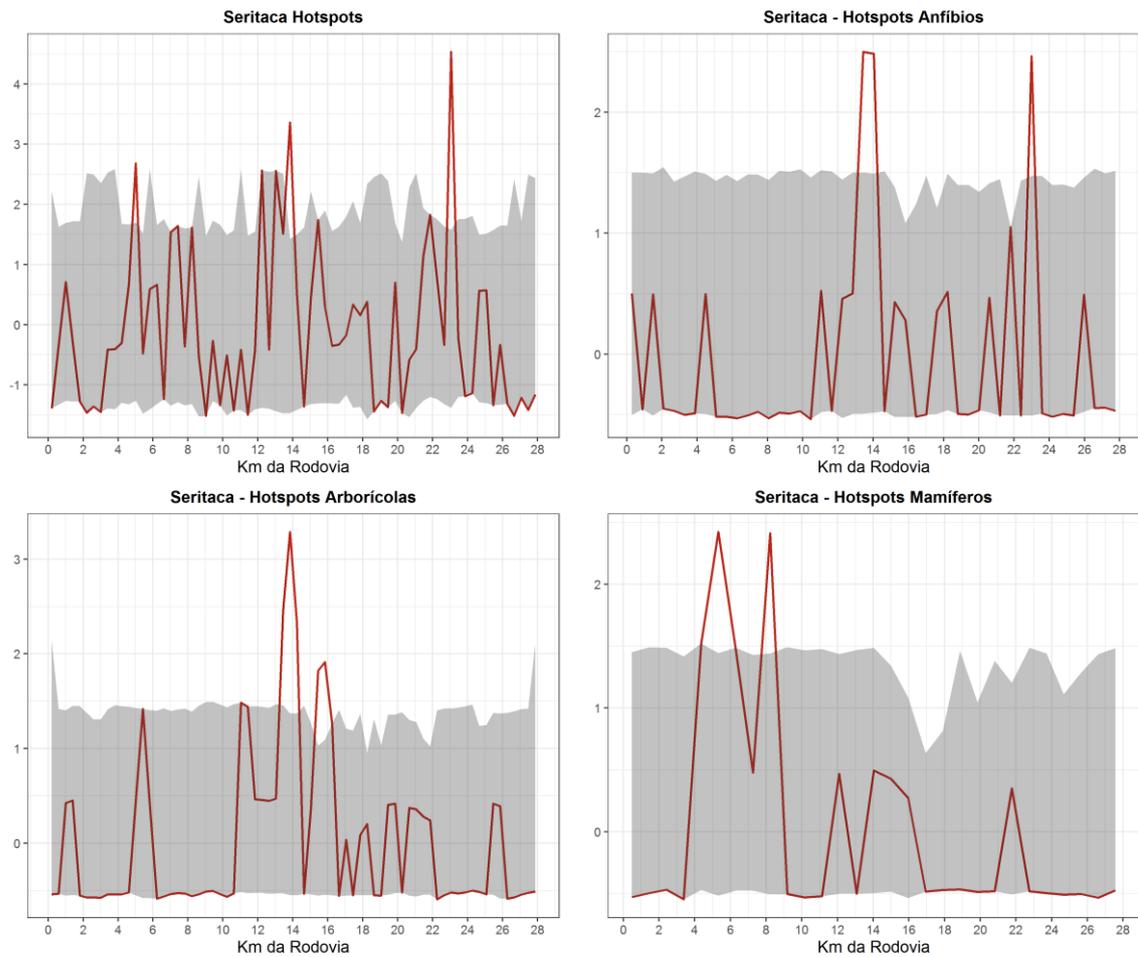


Figura 7 – Locais de agregação de atropelamentos na rodovia BA-001, trecho entre Serra Grande, distrito de Uruçuca e o município de Itacaré (SERITACA). A linha vermelha representa os valores HS e as linhas cinzas superior e inferior são os limites de confiança. Os valores de HS acima dos limites de confiança indicam os trechos com intensidade de agregação significativa (Coelho et al., 2014).

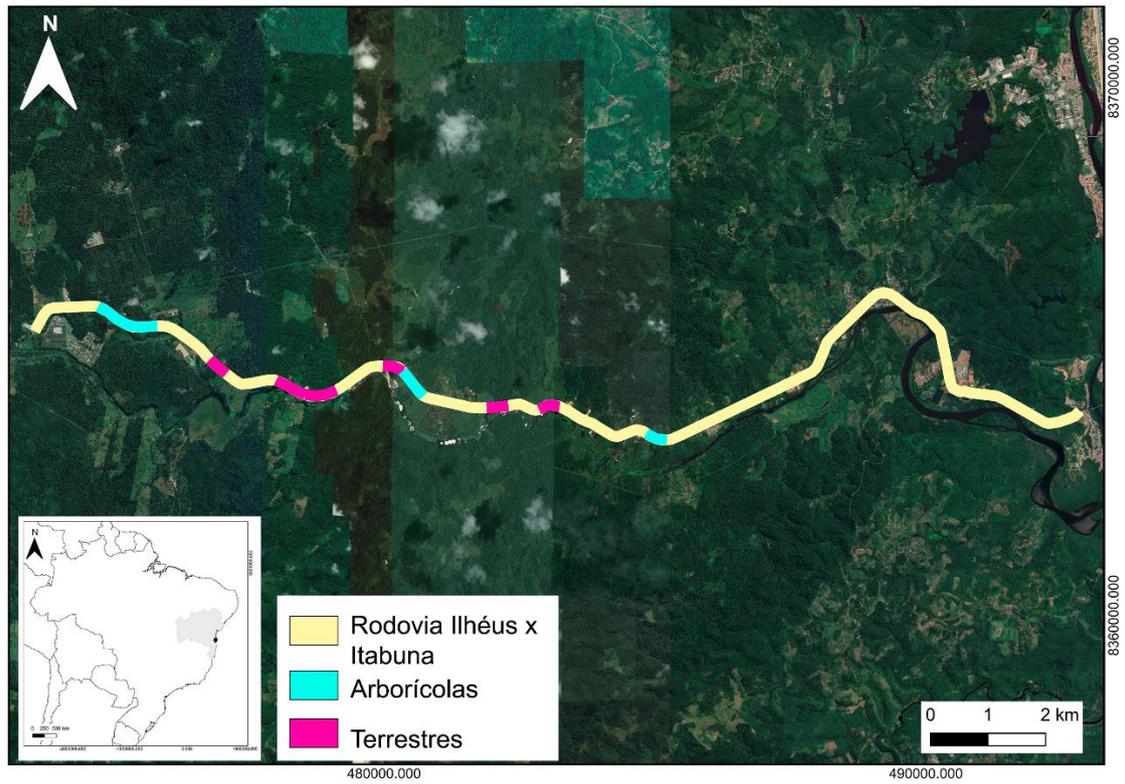


Figura 8 – Locais dos *hotspots* para os grupos funcionais (classificados de acordo com o tipo medida mitigatória usual) no trecho entre os municípios de Ilhéus e Itabuna (ITAIOS), BR-415.

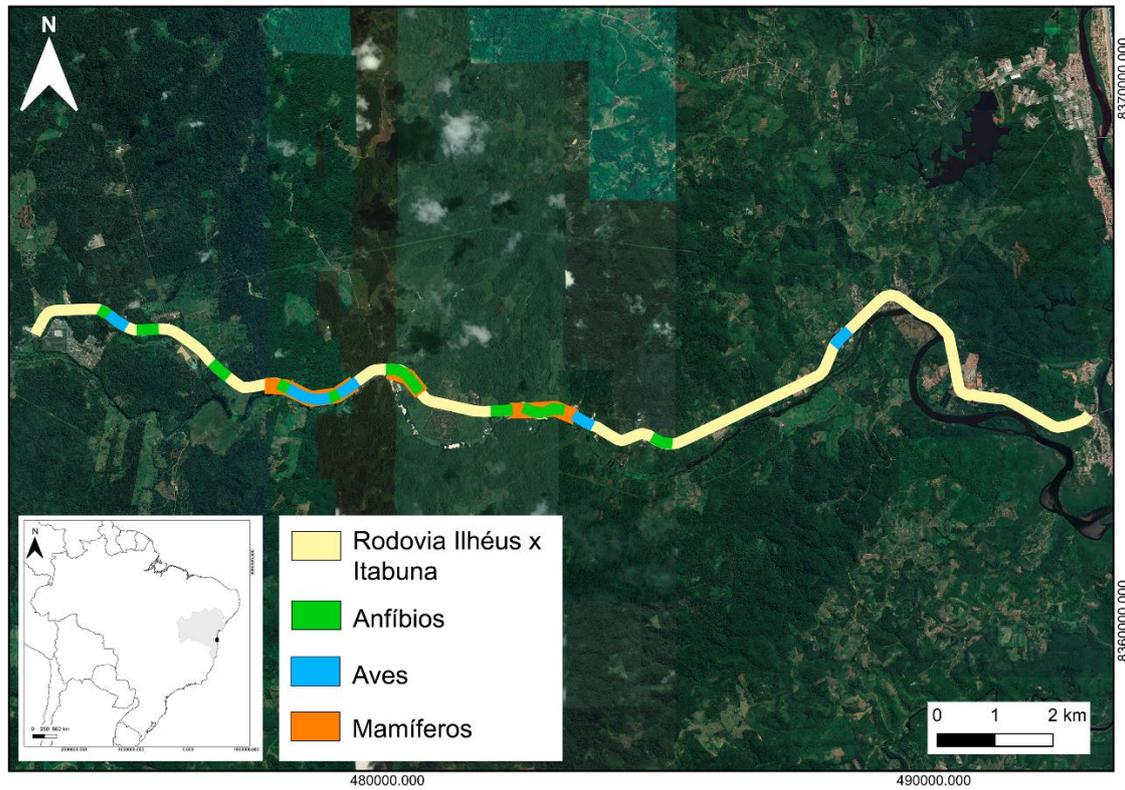


Figura 9 – Locais dos *hotspots* para os grupos taxonômicos no trecho entre os municípios de Ilhéus e Itabuna (ITAIOS), BR-415. O grupo dos répteis não teve agrupamentos significativos em nenhuma escala.

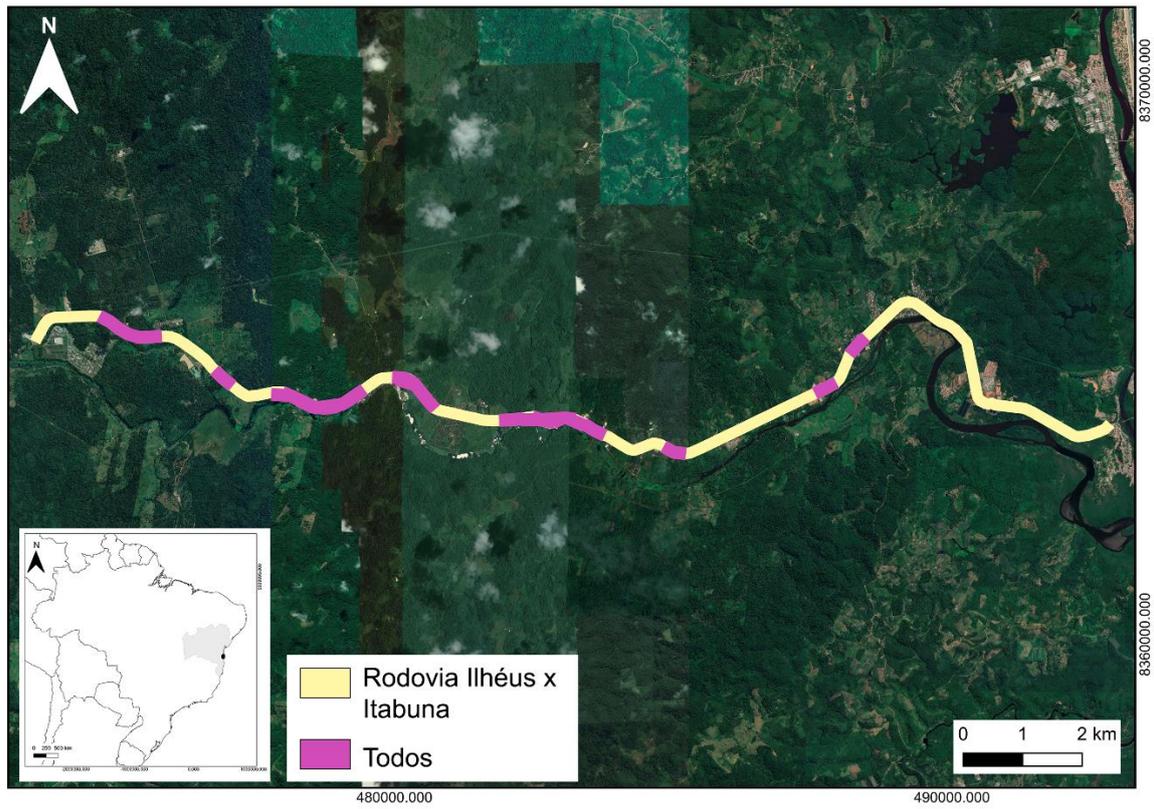


Figura 10 – Locais dos *hotspots* considerando todos os registros de atropelamentos para o trecho entre os municípios de Ilhéus e Itabuna (ITAIOS), BR-415.

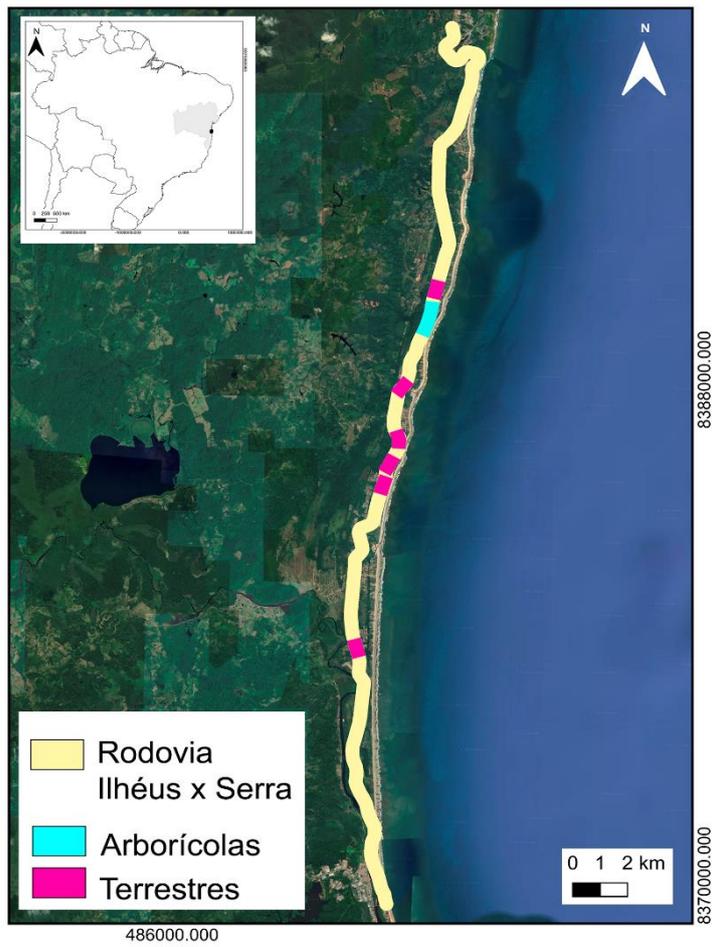


Figura 11 – Locais dos *hotspots* para os grupos funcionais (classificados de acordo com o tipo medida mitigatória usual) no trecho entre os municípios de Ilhéus e Serra Grande, distrito de Uruçuca (SERIOS), BA-001.

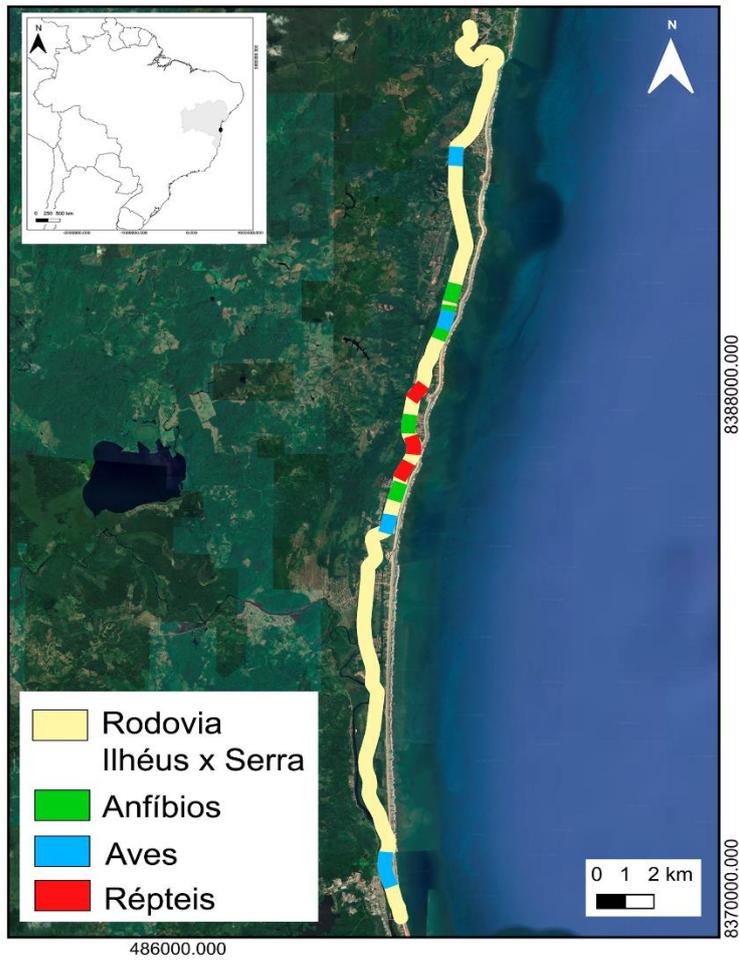


Figura 12 – Locais dos *hotspots* para os grupos taxonômicos no trecho entre o município de Ilhéus e Serra Grande, distrito de Uruçuca (SERIOS), BA-001. O grupo dos mamíferos não teve agrupamentos significativos em nenhuma escala.

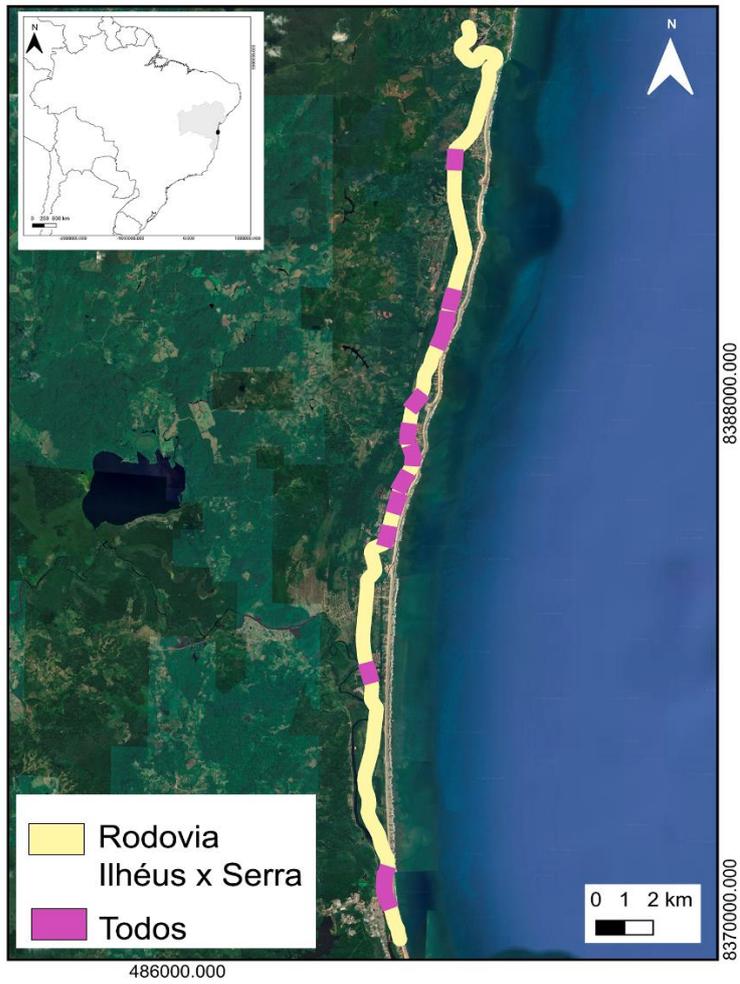


Figura 13 – Locais dos *hotspots* considerando todos os registros de atropelamentos para o trecho entre o município de Ilhéus e Serra Grande, distrito de Uruçuca (SERIOS), BA-001.

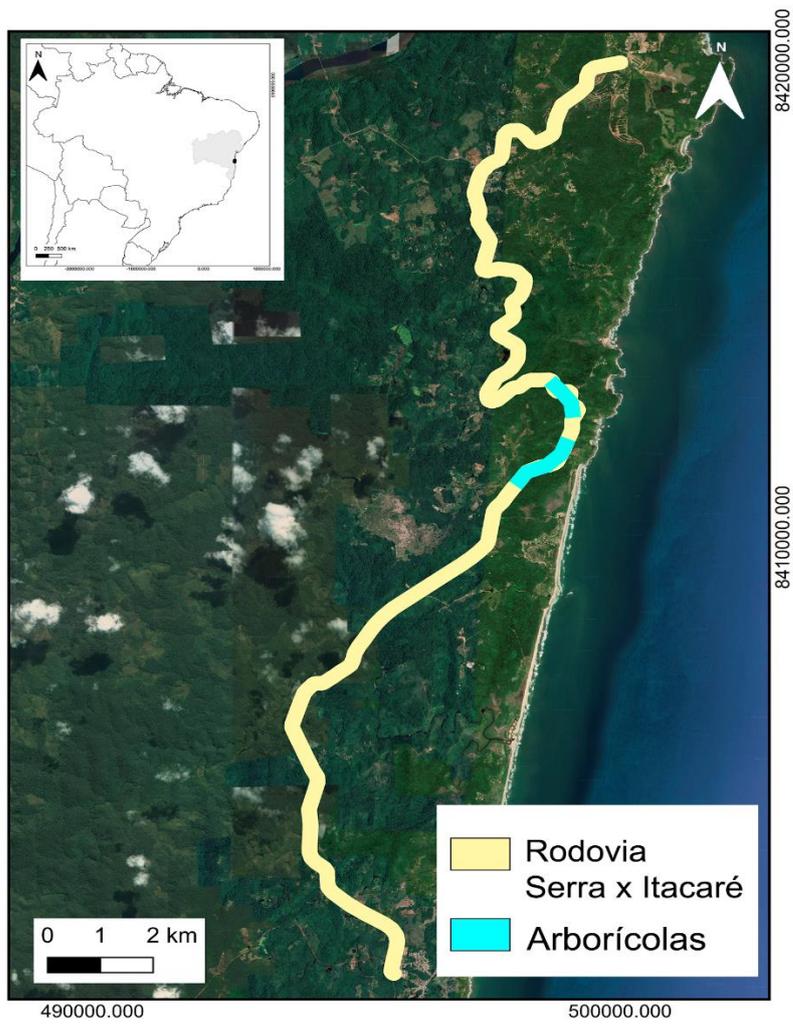


Figura 14 – Locais dos *hotspots* para os grupos funcionais (classificados de acordo com o tipo medida mitigatória usual) no trecho entre Serra Grande, distrito de Uruçuca e o município de Itacaré (SERITACA), BA-001.

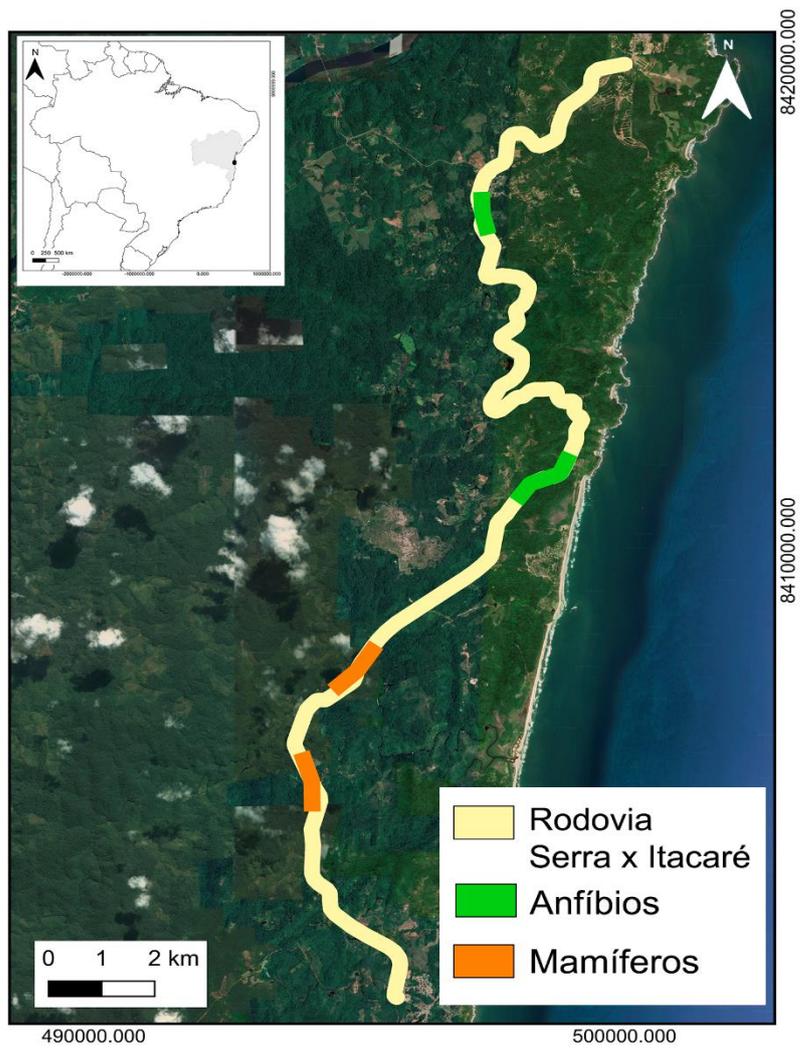


Figura 15 – Locais dos *hotspots* para os grupos taxonômicos no trecho entre Serra Grande, distrito de Uruçuca e o município de Itacaré e (SERITACA), BA-001. O grupo dos répteis e das aves não tiveram agrupamentos significativos em nenhuma escala.

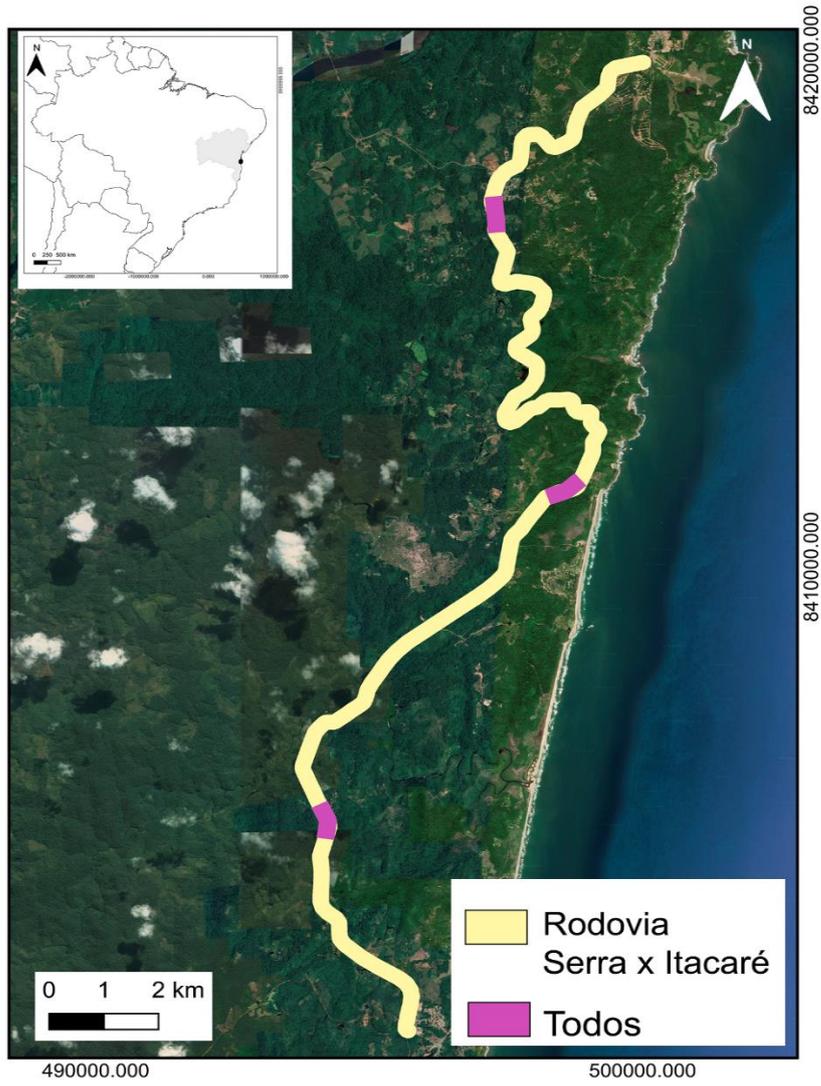


Figura 16 – Locais dos *hotspots* considerando todos os registros de atropelamentos para o trecho entre Serra Grande, distrito de Uruçuca, e o município de Itacaré (SERITACA), BA-001.



Figura 17 – Foto de uma jiboia atropelada com sinais de alimentação de cachorro do mato (*Cerdocyon thous*). Avistamento feito durante a coleta no trecho entre Ilhéus e Serra Grande. Indivíduo que se alimentava fugiu quando o automóvel parou para o registro.

CAPÍTULO 2:

ASSOCIAÇÃO DOS COMPONENTES DA PAISAGEM COM OS *HOTSPOTS* DE ATROPELAMENTOS DE VERTEBRADOS EM TRÊS TRECHOS DE RODOVIAS NO SUL DA BAHIA

ASSOCIAÇÃO DOS COMPONENTES DA PAISAGEM COM OS *HOTSPOTS* DE ATROPELAMENTOS DE VERTEBRADOS EM TRÊS TRECHOS DE RODOVIAS NO SUL DA BAHIA

RESUMO

As estradas sempre estiveram presentes no nosso cotidiano, mas pouco havíamos atentado para os impactos gerados por elas. Os efeitos na biodiversidade causados pelas rodovias podem se estender, desde níveis hierárquicos mais baixos, como em indivíduos e populações, até níveis mais altos, como em comunidades ou ecossistemas. As colisões entre automotores e a fauna ocorrem porque as rodovias estão inseridas dentro da área natural de movimentação dos indivíduos no habitat, mostrando que a distribuição destes locais está associada a presença de um ou mais recursos essenciais disponíveis e a condições ambientais favoráveis. A criação de medidas e totalmente depende do que se quer mitigar, e entender os mecanismos que direcionam os locais de aglomeração de atropelamento é importante para o aumento da eficácia destas ações. Neste estudo, nosso objetivo foi identificar os fatores da paisagem em duas escalas distintas, que estavam relacionados aos locais de maior atrito entre fauna e rodovias (*hotspots*) para o grupo dos vertebrados em três rodovias no sul da Bahia. Nossos resultados mostraram padrões diferentes de preditores de *hotspots* de atropelamentos para cada grupo e para cada rodovia analisada. A presença das categorias “agricultura e pastagem” e floresta foram boas preditoras para grande parte dos grupos, enquanto a declividade e a presença de recursos hídricos foram mais específicas para outros grupos. Os aspectos da paisagem nos *hotspots* de atropelamentos são difíceis de serem interpretados pois fatores como a preferência e o uso de habitat e suas respostas biológicas são bem específicas em relação aos grupos taxonômicos e espécies. A abundância dos organismos nas proximidades da estrada devido ao tipo e adequabilidade do habitat é um fator de muita relevância nos atropelamentos de animais. A importância de determinar os recursos da paisagem associados aos padrões de *hotspots* de atropelamentos em diferentes escalas é crucial para o desenvolvimento de estratégias de mitigação direcionando os locais de maior impacto entre a rodovia e a fauna silvestre reduzindo os impactos causados por rodovias.

Palavras-chave: Nordeste brasileiro; Avaliação de impacto; Monitoramento de rodovia; Atropelamento.

ASSOCIATION OF LANDSCAPE COMPONENTS WITH ROADKILL HOTSPOTS OF VERTEBRATE IN THREE ROAD STRETCHES IN SOUTH BAHIA

ABSTRACT

Roads have always been present in our daily lives, although little attention has been given to their impacts. Their effects on biodiversity can extend from lower hierarchical levels such as individuals and populations to higher levels such as communities or ecosystems. Collisions between automobiles and fauna occur because roads are inserted within individuals' natural area of movement in the habitat, showing that the distribution of these places is associated with the presence of one or more essential resource and favorable environmental conditions. The creation of measures is dependent on mitigation goals and understanding of the mechanisms that direct the places of agglomeration of roadkills is important to increase the effectiveness of these actions. Our objective was to identify the landscape factors, at two different scales, that were related to the places of greatest friction between the fauna and the road (hotspots) for vertebrates in three stretches of road in Southern Bahia State. Our results showed different patterns of roadkill hotspot predictors for each group, as well as for each road analyzed. The presence of the categories "agriculture and pasture" and forest were good predictors for most groups, while slope and water presence were more specific for other groups. The understanding of landscape aspects in roadkill hotspots is difficult because factors such as habitat preference and use, as well as their biological responses are very specific regarding different taxonomic groups and species. Nonetheless, the abundance of organisms in the vicinity of the road due to habitat type and suitability is a very relevant factor in animal roadkills. Determining the landscape features associated with roadkill hotspot patterns at different scales is crucial for the development of mitigation strategies targeting the places of greatest impact between the road and wildlife, reducing the impacts caused by roads.

Keywords: Northeastern Brazil; Impact assessment; Road survey; Roadkill.

INTRODUÇÃO

O rápido crescimento urbano e a alteração de ambientes naturais, modificaram a paisagem reduzindo a quantidade e a qualidade dos habitats disponíveis (Maciel & Barbosa, 2015). No Brasil já se tem registros de praticamente todos os fatores antrópicos já medidos e classificados como degradadores de ambiente, sendo que, a perda, degradação e fragmentação dos habitats é considerado a principal direcionadora da redução da biodiversidade (Costa & Mello, 2020). Um destes fatores de impacto diretamente relacionado a perda e fragmentação de habitats são as estradas (Fahrig, 2003; Laurence, 2015). Com mais de 1,7 milhões de quilômetros de estrada construídos em todo o território brasileiro (CNT, 2018), o primeiro estudo que aborda as fatalidades de animais em rodovias na biodiversidade brasileira só foi realizado em 1988, quando Novelli *et al.* (1988) investigaram a morte de aves por atropelamentos de automóveis em rodovias do estado do Rio Grande do Sul. Mas estudos com essa linha de pesquisa só começaram a surgir de forma sistemática no país nos anos 90 (Bager & Fontoura, 2012). De acordo com o Centro Brasileiro de Estudos em Ecologia de Estradas (CBEE), o interesse por essa área de estudo começou a ganhar força no Brasil, a partir de meados do ano 2000, quando houve um aumento na quantidade de estudos na área da ecologia de estradas, como o levantamento de atropelamentos de fauna, os aspectos que influenciam os atropelamentos e sobre medidas mitigadoras em rodovias (Bager *et al.*, 2007). Por ser uma linha de pesquisa relativamente nova, apesar dos esforços dos pesquisadores sobre a temática, ainda há muito a se investigar sobre os efeitos das rodovias na biodiversidade (Coffin, 2007; Farig & Rytwinski, 2009; Oliveira *et al.*, 2020).

As estradas sempre estiveram presentes no nosso cotidiano, mas pouco havíamos atentado para os impactos gerados por elas. Os efeitos na biodiversidade causados pelas rodovias podem se estender, desde níveis hierárquicos mais baixos, como em indivíduos e populações, até níveis mais altos, como em comunidades ou ecossistemas (Clevenger, 2005). Os impactos decorrentes das atividades humanas associados as estradas já foram relacionados com a hidrologia, na alteração dos cursos d'água e padrões de sedimentação (Jones *et al.*, 2000; Ottburg & Blank, 2015); com a dispersão de espécies exóticas e invasoras, devido ao fluxo de veículos nas estradas (Forman *et al.*, 2003, Mortensen *et al.*, 2009); com a facilitação da caça, devido ao acesso a zonas mais remotas (Forman & Alexander, 2007); mas principalmente com a morte de animais por atropelamento, e com as atividades associadas a degradação, perda e fragmentação de habitat, fatores que também reduzem a conectividade da paisagem (Bager, 2003; Soares-Filho *et al.*, 2004; Bager & Fontoura, 2012; van Der Ree

2015). Dentre todos os impactos citados, o efeito da mortalidade direta por atropelamento é o mais visível, e tem sido considerado o de maior potencial para afetar as populações, pois tem efeito na abundância de indivíduos, na redução da diversidade genética e na persistência das populações (Jaeger, 2004; Jackson & Fahrig, 2011; Ascensão *et al.*, 2013). Segundo dados da CBEE (2019), considerando apenas animais de médio e grande porte, estima-se que mais de 2 milhões de indivíduos morrem todo ano só em rodovias brasileiras, e a estimativa aumenta se considerarmos todos os grupos, sendo 475 milhões de animais silvestres mortos por ano no país devido a colisões com veículos (CBEE, 2019).

Interações entre fatores bióticos e abióticos, influenciam diretamente a distribuição espacial e a abundância de espécies ou populações em determinados locais (Cox & Moore, 1993), o que pode afetar também a distribuição dos pontos de atropelamentos (Planillo *et al.*, 2018; Huang, 2021). Segundo Coffin (2007), as colisões entre automotores e a fauna ocorrem porque as rodovias estão inseridas dentro da área natural de movimentação dos indivíduos no habitat, mostrando que a distribuição destes locais está associada a presença de um ou mais recursos essenciais disponíveis, e a condições ambientais favoráveis (Krebs, 2001; Soberón, 2007). Os pontos de atropelamentos de fauna não são aleatórios e possuem agrupamentos espaciais e temporais, denominados “hotspots” (Ramp *et al.*, 2005; Langen *et al.*, 2009; Teixeira *et al.*, 2013). Estes hotspots podem estar relacionados a fatores ambientais (Lesinski, 2007; Garrah *et al.*, 2015; Silveira Miranda, 2020), e as características intrínsecas das espécies (Lesinski, 2007; Grilo *et al.*, 2011; Grilo *et al.*, 2018) podendo variar de acordo com cada táxon (Glista *et al.*, 2009; Garrah *et al.*, 2015). Estudos já tem demonstrado os fatores de direcionamento destes locais para diversos grupos (Smith, 2012; Farmer & Brooks, 2012; Arévalo *et al.*, 2017) e espécies (Litvaitis & Tash, 2008; Girardet *et al.* 2015; Fielding *et al.*, 2019). Sillero *et al.* (2019), por exemplo, encontraram que os pontos críticos de atropelamentos para o grupo dos anfíbios em uma região da Eslovênia, dependiam basicamente da intensidade do tráfego na via, das condições do habitat e da presença de corpos d'água nas proximidades da rodovia. Já em outro estudo, Fabrizio *et al.* (2019), observando apenas uma espécie de texugo (*Meles meles*), em Abruzzo, na Itália, observaram que os fatores mais importantes na determinação do risco de atropelamento deste carnívoro generalista era a densidade de estradas regionais, seguido por conectividade da paisagem, e adequação habitat. Devido à grande variedade de mecanismos envolvidos nos pontos críticos de atropelamento torna-se fundamental o conhecimento dos fatores que impulsionam esse tipo de impacto para orientar as estratégias de gestão em estradas (Teixeira *et al.*, 2020).

Estudos tem demonstrado uma série de medidas eficazes para a redução do conflito entre a fauna e rodovias (Bagatini, 2006; Bager & Fontoura, 2012; Dos Santos Alves, 2018). A criação de passagens de fauna, a construção de cercas de direcionamento ou bloqueio de fauna e a instalação de placas de avisos de locais de travessia de animais tem sido algumas das alternativas de medidas mitigadoras utilizadas por gestores de estradas (Junior *et al.*, 2014). Independente da medida a ser adotada, é importante que haja um direcionamento da sua aplicação aos locais de maior atrito para que os resultados sejam mais efetivos, uma vez que a instalação destas medidas possui altos custos financeiros (Litvaitis & Tash, 2008; Langen *et al.*, 2009). Como existem diferentes medidas para diferentes impactos, antes da tomada de decisão de cada ação mitigadora, é preciso ter conhecimento sobre qual o impacto da estrada se quer mitigar e quais são os fatores causadores desse impacto (Teixeira & Gonçalves, 2019). A identificação dos *hotspots* e dos fatores que levam a concentração de atropelamento em estradas auxilia no planejamento e implementação de medidas mitigadoras que visam minimizar os impactos na biodiversidade (Taylor & Goldingay, 2010; Grilo *et al.*, 2010; Girardet *et al.*, 2015). Fatores da paisagem já vem sendo listados como influenciadores dos *hotspots* em diversos estudos (Nielsen *et al.*, 2003), e podem ser usados como indicadores dos locais mais apropriados para implementação de medidas que visam diminuir a colisão entre fauna e veículos automotores (Smith, 2012; Ascensão *et al.*, 2017).

A criação de medidas é totalmente dependente do que se quer mitigar, e entender os mecanismos que direcionam os locais de aglomeração de atropelamento é importante para o aumento da eficácia destas ações (Teixeira & Gonçalves, 2019). Sendo assim esse estudo teve como objetivo, avaliar quais os fatores da paisagem em duas escalas distintas influenciam os locais de *hotspots* para vertebrados (mamíferos, aves, répteis e anfíbios) e para dois grupos funcionais (arborícolas e terrestres) em três trechos de rodovia no sul da Bahia.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

O município de Ilhéus se localiza na porção sul do estado da Bahia e está inserido em uma das regiões de remanescentes florestais de Mata Atlântica com um alto grau de endemismo e biodiversidade (Cassano *et al.*, 2014). Conhecida como Costa do Cacau, é uma das regiões com maior produção de cacau do mundo, que é principalmente plantado em “cabruças”, um nome dado aos sistemas de plantação que utilizam o sombreamento de plantas

nativas das florestas originais. Estas áreas de cabruca, juntamente com os remanescentes florestais, permitem que a região possua uma grande área coberta por diferentes categorias florestais. Por outro lado, a região também se caracteriza pelo turismo litorâneo, sendo as cidades de Ilhéus e Itacaré as com maior fluxo de turistas na Costa do Cacau. A região apresenta um mosaico de paisagens composta principalmente por áreas urbanizadas, cabucas, remanescentes florestais e áreas semi - urbanizadas, caracterizadas por pouca alteração antrópica, como sítios, chácaras e casas de veraneio.

Dentro deste mosaico selecionamos três rodovias que estão dentro de diferentes contextos de paisagem na região para análise da mortalidade de animais por colisões com veículos (Figura 1). Uma das rodovias é a BR-415, trecho que liga os municípios de Ilhéus e Itabuna (ITAIOS). Com 32km de extensão, este é o trecho com maior urbanização e maior fluxo veicular. A via em praticamente todo seu percurso, fica localizada as margens do rio Cachoeira, e compreende um mosaico de pequenos distritos urbanos, áreas de cabucas, zonas comerciais e fragmentos de florestas. Outra rodovia selecionada foi a BA-001 (SERIOS), trecho que se estende pelo litoral norte do município de Ilhéus e vai até o litoral sul de Serra Grande, distrito do município de Uruçuca, possuindo uma distância de 42km de extensão e um fluxo veicular que acompanha a temporada de turismo na região. Este trecho apresenta um gradiente de modificação em relação a paisagem que o circunda, sendo mais urbanizada nas proximidades de Ilhéus e mais florestada próximo a região de Serra Grande, onde se localiza o Parque Estadual Serra do Conduru e diversas outras reservas naturais particulares. A terceira rodovia é o fragmento da BA-001 que liga Serra Grande ao município de Itacaré (SERITACA), que possui 30km de extensão e é a via com menor fluxo automotivo de todos os três trechos, com picos de movimentação nos meses de alta temporada. Esse trecho é a região com maior proporção de florestas e reservas ambientais, pois é limite da reserva da Biosfera da Mata Atlântica na Bahia e próximo a uma grande extensão do Parque Estadual Serra do Conduru.

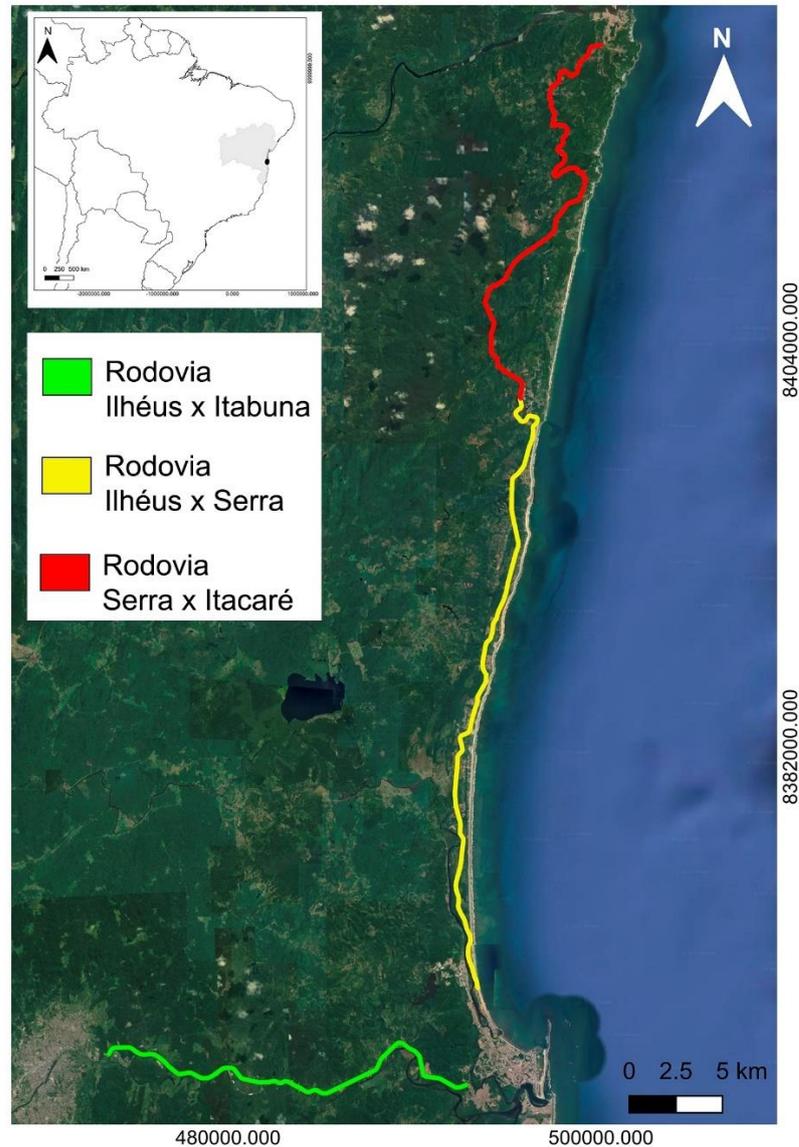


Figura 1 – Mapa da área de estudo destacando os três trechos de rodovias monitoradas durante nosso estudo na região de Ilhéus, porção sul do estado da Bahia.

Amostragem

Reunimos dados de atropelamento de animais vertebrados nas rodovias durante os meses de janeiro de 2020 a janeiro de 2022. As vistorias foram realizadas com no mínimo 15 dias de diferença uma da outra, ou seja, basicamente duas vezes a cada mês em cada trecho, por dois observadores em um automóvel a uma velocidade média de 40km por hora. As vistorias foram alternadas entre período diurno e noturno para abranger animais de ambos os períodos. Foram um total de 39 vistorias para o trecho entre Ilhéus e Serra Grande (SERIOS), 39 vistorias para o trecho entre Serra Grande e Itacaré (SERITACA), e para o trecho entre

Ilhéus e Itabuna (ITAIOS), um total de 37 vistorias. Todas as carcaças encontradas na via foram catalogadas e georreferenciadas utilizando equipamento de GPS. As novas amostras eram comparadas com as amostras anteriores para evitar dupla contagem.

Identificação dos *hotspots*

Para a análise de dados de agrupamentos de atropelamentos (*hotspots*), as amostras foram separadas em sete grupos, sendo um grupo principal que incluía todas as amostras (“todos”), quatro grupos divididos de acordo com as classes taxonômicas (“mamíferos”, “aves”, “répteis” e “anfíbios”), e outros dois grupos que foram divididos de acordo com sua locomoção. O grupo “terrestres” foi composto por serpentes, sapos, rãs, mamíferos terrestres, anfisbenas e gymnophionas, que tem como característica, serem organismos que se movem principalmente pelo solo. E o grupo “arborícolas”, foi formado por primatas, alguns roedores, serpentes arborícolas e os anfíbios hilídeos (pererecas), que tendem a se locomover basicamente pelo sub-bosque ou copas das árvores.

Para avaliar a existência de agregações de atropelamentos nas vias e em qual escala estas agregações eram observadas, utilizamos a estatística K de Ripley 2D (Coelho *et al.*, 2011), para cada grupo em cada um dos trechos, com um círculo inicial de 100 metros de raio e incremento de 100 metros, com 1000 simulações e um intervalo de confiança de 95% (Figuras de 5 a 7 – Anexo B). Para localizar os trechos com maior probabilidade de atropelamento realizamos uma análise 2D de identificação de *hotspots* (Coelho *et al.*, 2011). Dividimos a rodovia em segmentos de tamanho correspondente a menor escala significativa de acordo com os resultados da estatística K de Ripley 2D para cada grupo alvo, avaliando a mortalidade dentro do menor raio com agregação significativa. Realizamos 1000 simulações e consideramos um intervalo de confiança de 95% (Figuras de 8 a 10 – Anexo B). Todas as análises foram realizadas no programa Siriema v.2 (Coelho *et al.*, 2014).

Atributos da paisagem

Após identificados os locais com agrupamentos significativos de atropelamentos, as rodovias foram divididas em segmentos de tamanho igual ao tamanho dos segmentos de *hotspots* para cada grupo alvo em cada uma das três rodovias (Tabela 3 – Anexo B). Para a extração das variáveis de paisagem selecionamos os segmentos que correspondiam aos locais de *hotspots* e sorteamos o mesmo número de segmentos para extração das variáveis do grupo controle. Quando o número de segmentos de *hotspots* era inferior a 10, eram sorteados no mínimo 10 segmentos para o grupo controle (Tabela 3 – Anexo B). Analisamos os fatores da

paisagem em duas escalas distintas para identificar quais atributos espaciais e em qual escala de análise (Moraga *et al.*, 2019), melhor respondem o agrupamento dos atropelamentos para os grupos selecionados. Para cada segmento centralizamos um *buffer* retangular com o tamanho da extensão do segmento, pegando todo o trecho do *hotspots* e com duas larguras diferentes: uma com tamanho mínimo igual do segmento e outro de tamanho de 1000 metros (Tabela 3 – Anexo B).

As classes de uso e cobertura da paisagem foram extraídas utilizando dados do Mapbiomas V6.0 (Souza *et al.*, 2020). Selecionamos as porcentagens de área dentro de cada *buffer* para as seguintes classes: floresta (floresta + restinga), agricultura e pastagem (mosaico de agricultura e pastagem + pastagem), área urbanizada, recursos hídricos e campo alagado. Utilizamos a média da declividade dentro do *buffer*, a partir do modelo digital de elevação extraída do TOPODATA (Valeriano, 2008), reclassificado segundo a classificação de declividade da EMBRAPA.

Análises Estatísticas

Para verificar a relação entre os atributos da paisagem (uso e cobertura do solo) com número de atropelamento, para cada grupo alvo selecionado e em cada trecho de rodovia, foram realizados modelos lineares generalizados (GLMs), ajustados em uma distribuição de Poisson, no programa R Core team (R Core Team, 2021).

Para seleção de modelos, avaliamos individualmente cada um dos grupos alvo identificados com agrupamentos significativos de atropelamentos (*hotspots*), e em cada um dos três trechos de rodovia. Para cada grupo alvo, foi gerado um modelo nulo (sem variáveis explicando os atropelamentos) e modelos individuais com cada um dos preditores da paisagem selecionados, nas duas escalas avaliadas. Comparamos os modelos nas diferentes escalas e para cada preditor utilizando o critério de informação de Akaike (Akaike, 1974). Nos casos em que o modelo nulo foi considerado o melhor do conjunto com base neste critério, os preditores da paisagem para aquele grupo alvo, em ambas as escalas avaliadas foram descartados. No caso contrário, utilizamos os valores de $\Delta AICc$ para selecionar os preditores que diferiram do modelo nulo por um $\Delta AICc > 2$ (Tabelas de 4 a 6 – Anexo B).

Após essa etapa, testamos a correlação entre as variáveis selecionadas (Figura de 11 a 13 – Anexo B). Caso detectada, excluimos a menor escala de paisagem. A partir disto, geramos um GLM (modelo global) com os preditores selecionados no passo anterior e identificamos quais atributos da paisagem e em qual escala foram significativamente

($p > 0,005$) foram relacionados aos atropelamentos para cada grupo-alvo em cada um dos trechos avaliados (Tabelas de 7 a 17 – Anexo B).

RESULTADOS

Hotspots

Encontramos um total de 79 locais de *hotspots* para os trechos conjuntamente, sendo 37 trechos de *hotspots* para a rodovia ITAIOS, 33 trechos para a rodovia SERIOS e 9 trechos para a rodovia SERITACA (Tabela 1).

Tabela 1 – Número de trechos dos *hotspots* e tamanho de raio utilizado para a realização das análises de 2d *hotspots* para cada grupo. (SA) grupos que não apresentaram agregação significativa em nenhum raio analisado.

TRECHO	GRUPOS	RAIO (m)	Nº TRECHOS HOTSPOTS
ITAIOS	TODOS	100	12
ITAIOS	ANFÍBIOS	100	7
ITAIOS	ARBORÍCOLAS	100	5
ITAIOS	AVES	100	6
ITAIOS	MAMÍFEROS	500	3
ITAIOS	RÉPTEIS	SA	0
ITAIOS	TERRESTRES	100	6
SERIOS	TODOS	100	9
SERIOS	ANFÍBIOS	100	5
SERIOS	ARBORÍCOLAS	100	2
SERIOS	AVES	100	5
SERIOS	MAMÍFEROS	SA	0
SERIOS	RÉPTEIS	100	5
SERIOS	TERRESTRES	100	7
SERITACA	TODOS	200	3
SERITACA	ANFÍBIOS	300	2
SERITACA	ARBORÍCOLAS	400	2
SERITACA	AVES	SA	0
SERITACA	MAMÍFEROS	500	2
SERITACA	RÉPTEIS	SA	0
SERITACA	TERRESTRES	SA	0

Para alguns grupos o agrupamento não foi significativo em nenhuma escala (Figuras 2 a 4). Para o trecho ITAIOS, o grupo dos RÉPTEIS não apresentou agrupamentos (*hotspots*) significativos, no trecho SERIOS, o grupo dos MAMÍFEROS não mostrou nenhum *hotspot*

significativo e no trecho SERITACA, o grupo das AVES, RÉPTEIS e TERRESTRES, não tiveram nenhum agrupamento significativo de *hotspots* em nenhuma escala (Tabela 1).

Paisagem vs. Atropelamentos

Nossos resultados mostraram que alguns fatores da paisagem estavam associados com os locais de *hotspots* de atropelamentos para alguns dos grupos analisados (Tabela 2).

Tabela 2 – Variáveis selecionadas para o modelo global a partir da seleção de modelos lineares generalizados para cada grupo. As variáveis significativas de acordo com o modelo global estão identificadas por um asterisco (*).

TRECHO ITAIOS	
Grupo	Métricas selecionadas
Todos	Declividade 200m Floresta 1000m Área Urbanizada 1000m* Campo Alagado 1000m* Agricultura e Pastagem 1000m*
Arborícolas	Área Urbanizada 1000m Agricultura e Pastagem 1000m*
Terrestres	Floresta 1000m* Área Urbanizada 1000m Recursos Hídricos 1000m Agricultura e Pastagem 200m*
Anfíbios	Área Urbanizada 1000m Recursos Hídricos 1000m Agricultura e Pastagem 200m
Aves	Nenhuma
Mamíferos	Nenhuma
TRECHO SERIOS	
Grupo	Métricas selecionadas
Todos	Floresta 1000m Recursos Hídricos 1000m*
Arborícolas	Floresta 200m* Área Urbanizada 1000m Recursos Hídricos 1000m

Terrestres	Nenhuma
Anfíbios	Floresta 200m Agricultura e Pastagem 1000m*
Aves	Floresta 200m Área Urbanizada 1000m
Répteis	Nenhuma
TRECHO SERITACA	
Grupo	Métricas selecionadas
Todos	Nenhuma
Arborícolas	Declividade 1000m Floresta 400m Agricultura e Pastagem 400m
Anfíbios	Floresta 1000m Agricultura e Pastagem 600m
Mamíferos	Declividade 500m*

O trecho de rodovia ITAIOS apresentou três grupos com fatores da paisagem significativos que explicavam os locais com agrupamentos de atropelamentos (Tabela 2). O grupo TODOS, onde estavam incluídos os registros de atropelamentos independentemente de classe taxonômica ou grupo funcional, mostrou uma associação positiva entre os locais com maiores taxas de atropelamentos (*hotspots*) e a presença de “agricultura e pastagem” e campo alagado em uma escala de 1000m (Figura 2). Em contrapartida, a presença de áreas urbanizadas na escala de 1000m mostrou uma associação negativa com os *hotspots* para este grupo (Figura 2). A área urbanizada mostrou a mesma tendência para os outros grupos analisados para este trecho (ARBORÍCOLAS, TERRESTRES E ANFÍBIOS), mas esses fatores não foram significativos de acordo com o modelo global para estes grupos (Tabela de 8 a 10 – Anexo B). Para o grupo dos TERRESTRES, os agrupamentos (*hotspots*) tiveram uma associação positiva com a presença de floresta em uma escala de 1000m, e com o fator “agricultura e pastagem” em uma escala de paisagem de 200m (Figura 2). Já para o grupo dos ARBORÍCOLAS, os *hotspots* também estavam associados a “agricultura e pastagem”, entretanto essa associação foi na escala de paisagem de 1000m (Figura 2).

Trecho Itaios

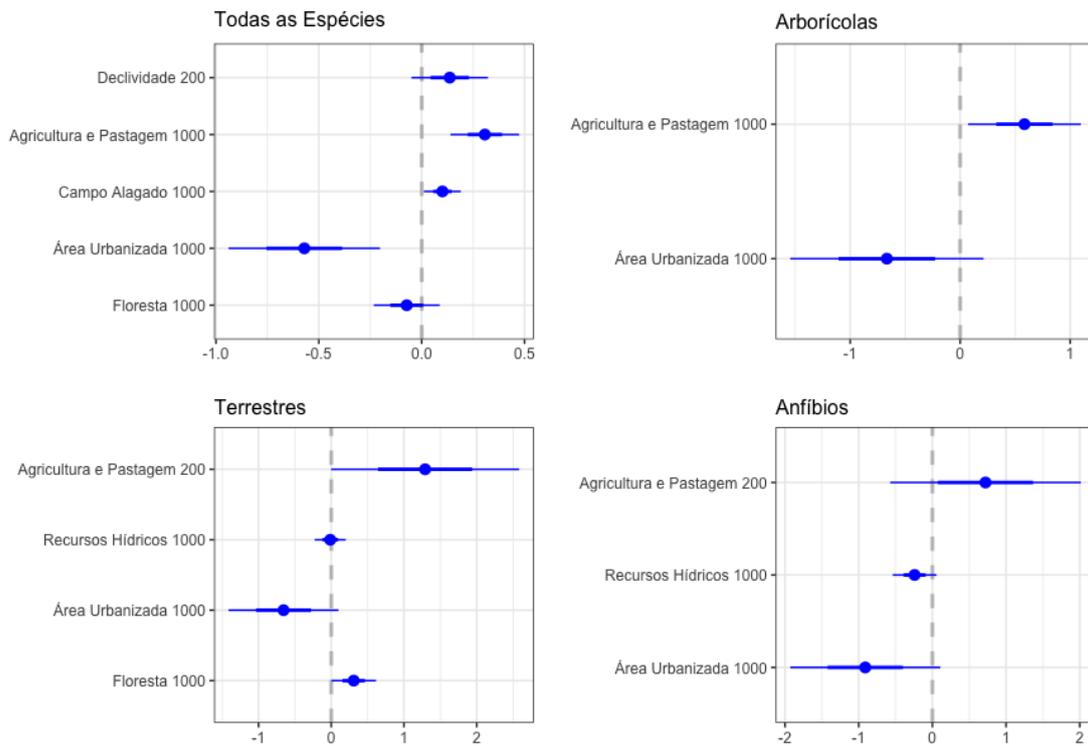


Figura 2 – Resultado dos GLM’s para os modelos globais de cada grupo avaliado no trecho entre Ilhéus e Itabuna (ITAIOS), BR-415.

Dos quatro grupos analisados para o trecho de rodovia SERIOS, três mostraram associação significativa com os fatores da paisagem avaliados (Figura 3). O fator recursos hídricos em uma escala de 1000 metros, estava negativamente correlacionado com os locais de *hotspots* de atropelamentos para o grupo TODOS neste trecho, sendo que a categoria floresta em 1000 metros apresentou uma relação inversa, porém esse fator não foi significativo para este grupo (Figura 3). Encontramos o mesmo padrão para o grupo ARBORÍCOLAS, com associação positiva com o fator floresta, mas em uma escala de paisagem de 200 metros e uma tendência negativa com o fator recursos hídricos na escala de 1000 metros, entretanto esse último fator não foi significativo de acordo com o modelo global para o grupo (Tabela 12 – Anexo B). Os locais com maiores taxas de atropelamentos (*hotspots*) para o grupo dos ANFÍBIOS neste trecho de rodovia, estavam negativamente associados com a presença de “agricultura e pastagem” na escala de 1000 metros (Figura 3) e mostrou tendências positivas com a presença de florestas nas áreas do entorno (200m), contudo esse fator não explicou significativamente os agrupamentos de atropelamentos para esse grupo (Tabela 13 – Anexo B).

Trecho Serios

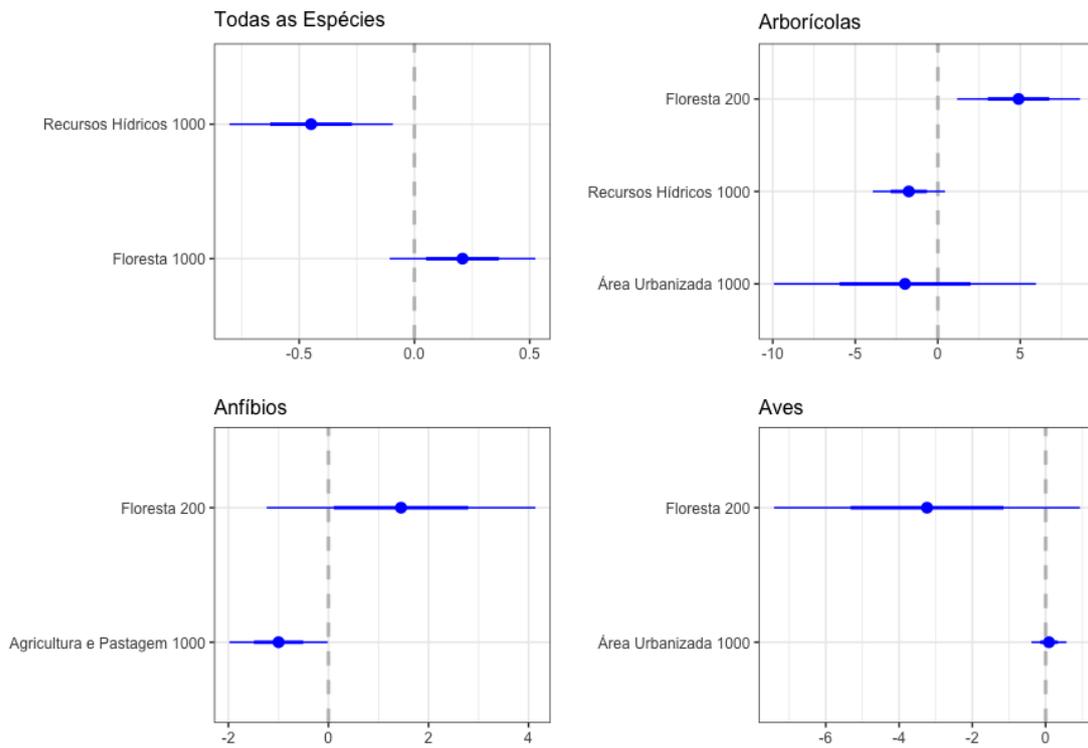


Figura 3 – Resultado dos GLM's para os modelos globais para cada grupo avaliado no trecho entre Ilhéus e Serra Grande (SERIOS), BA-001.

No trecho de rodovia SERITACA para os três grupos analisados, apenas o grupo dos MAMÍFEROS mostrou associação significativa dos locais de *hotspots* com algum fator de paisagem (Tabela 17 – Anexo B). A declividade numa escala de 500 metros estava positivamente associada com os locais de agrupamentos de atropelamentos para este grupo (Figura 4). Para os outros grupos avaliados neste trecho (ANFÍBIOS e ARBORÍCOLAS), apesar de não significativas (Tabelas 15 e 16 – Anexo B), ambos tiveram tendências de uma associação negativa com o fator de paisagem “agricultura e pastagem” na menor escala para cada grupo, sendo que para os ARBORÍCOLAS, a declividade na escala de 1000 metros apresentou tendência de associação positiva (Figura 4).

Trecho Seritaca

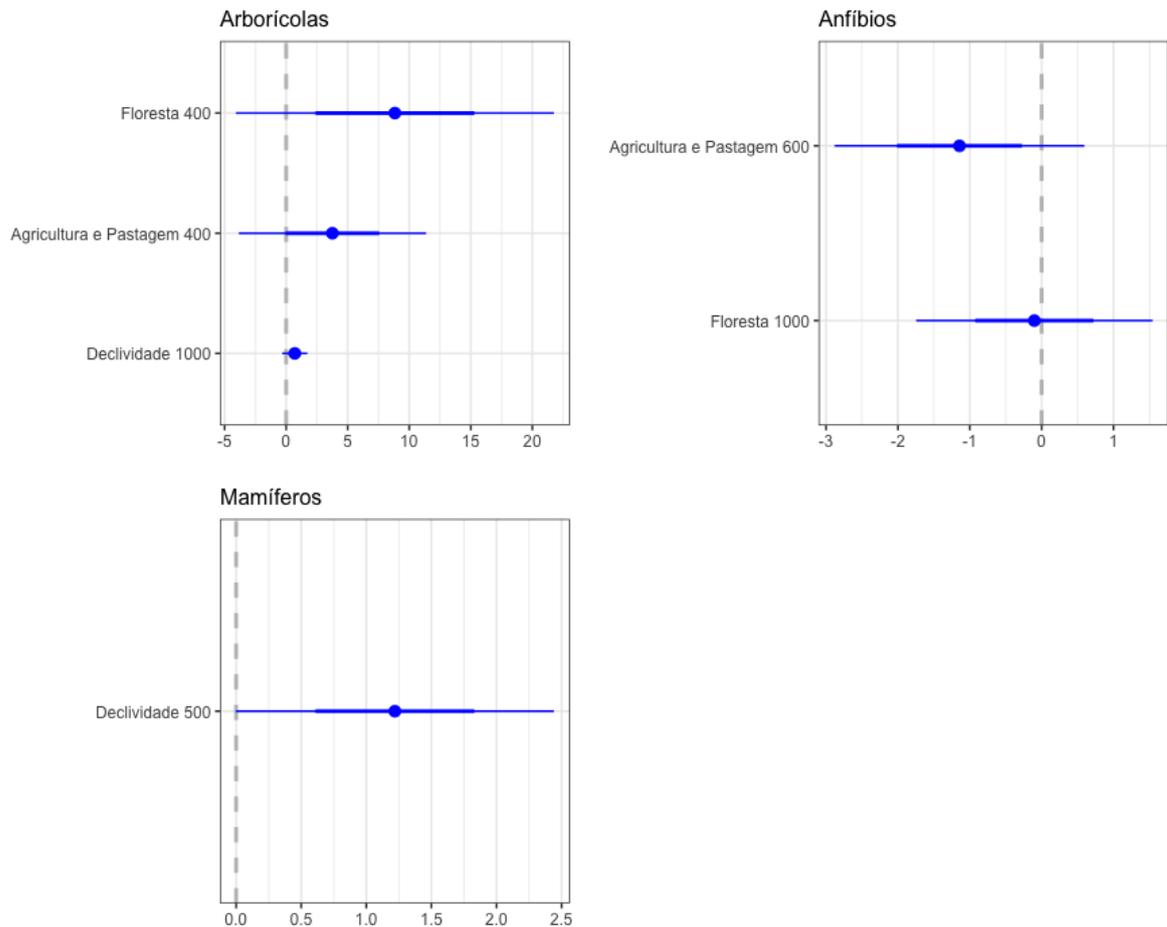


Figura 4 – Resultado dos GLM's para os modelos globais para cada grupo avaliado no trecho entre Serra Grande e Itacaré (SERITACA), BA-001.

De um modo geral, quando olhamos as características da paisagem que influenciaram os atropelamentos, podemos observar um padrão de fatores diferentes para cada rodovia analisada. Por exemplo, no trecho ITAIOS, para todos os grupos analisados nessa rodovia, ao menos um destes dois fatores de paisagem: “agricultura e pastagem” e área urbanizada, estavam associados aos *hotspots* de atropelamentos, quando não eram significativos, possuíam tendências de relação a estes locais (Figura 2). Da mesma forma para o trecho SERIOS, onde os fatores da paisagem, recursos hídricos e floresta, apareciam como significativos ou tendenciosos para todos os grupos analisados (Figura 3). Já para o trecho SERITACA o fator declividade mostrou associação com o grupo dos MAMÍFEROS (significativa) e ARBORÍCOLAS (tendenciosa), sendo que, este último grupo juntamente com o grupo dos ANFÍBIOS mostraram tendências negativas com o fator “agricultura e pastagem” (Figura 4).

DISCUSSÃO

Entre as rodovias analisadas no estudo, podemos observar que cada uma individualmente parece possuir um padrão diferente de preditores de atropelamentos de um modo geral. A compreensão dos aspectos da paisagem nos *hotspots* de atropelamentos é de difícil interpretação, pois fatores como a preferência e o uso de habitat e suas respostas biológicas são bem específicas em relação aos grupos taxonômicos e espécies (Gomes *et al.*, 2009; Puig *et al.*, 2012; Rodríguez-Castro *et al.*, 2017; Canal *et al.*, 2018). As características do habitat são fatores cruciais na distribuição dos organismos no ambiente, pois afeta a disponibilidade de habitat e micro-habitat favoráveis aos organismos para momentos específicos dos ciclos de vida, e muitas vezes a disponibilidade dos recursos é um fator relacionado a movimentação das espécies pela distribuição não homogênea no ambiente (Law & Dickman, 1998; Swihart *et al.*, 2003). Como exemplo, podemos citar o fator recurso hídrico, que é bem documentado como bom preditor de locais com maiores taxas de atropelamento (Smith, 2012; Freitas *et al.*, 2013; Carvalho-Roel *et al.*, 2018; Costa *et al.*, 2022), entretanto esse padrão se mostrou inverso para nosso estudo. O trecho de rodovia SERIOS onde essa variável se mostrou negativamente relacionada aos locais de *hotspots*, é um trecho com pouca declividade, onde existe muito acúmulo de água em todas áreas no entorno da via. A alta disponibilidade de água nestes locais devido à grande quantidade destas poças, faz com que os recursos hídricos, como foram avaliados (rios, córregos e riachos), não sejam fatores de dependência para os organismos nesta região. Em contrapartida, a proximidade de áreas urbanas a rios e córregos, pode ter influenciado estes locais a terem menores taxas de atropelamentos, uma vez que locais com áreas urbanas tendem a ser evitados pela fauna silvestre (de Avelar *et al.*, 2015), diminuindo a abundância destes organismos, e logo, reduzindo as colisões com veículos nestas áreas (Há & Shilling, 2018; Tejera *et al.*, 2018; Fielding *et al.*, 2019), exceto para algumas espécies que possuem uma relação positiva com estas áreas (Markolt *et al.*, 2012; Boitet & Mead, 2014, Costa *et al.* 2022).

A presença de áreas florestais é outro fator comumente associado aos locais com maiores índices de atropelamentos de fauna silvestre para diversos grupos (Nielsen *et al.*, 2003; Gagne *et al.*, 2015; Girardet *et al.*, 2015). Estes ambientes possuem uma gama de recursos essenciais como alimento e abrigo, dando condições naturais para a sobrevivência e reprodução dos organismos (Vogel *et al.*, 2009), especialmente próximo a áreas que são protegidas por lei, promovendo altos níveis de abundância animal nestes locais, o que pode

aumentar as chances de atropelamentos (Garriga *et al.*, 2012; Kioko *et al.*, 2015). Observamos esse resultado no trecho SERIOS, onde os *hotspots* para o grupo dos ARBORÍCOLAS estavam relacionados aos locais com presença de floresta no entorno da rodovia. Além disso, a fragmentação dos ambientes florestais, ocasiona um maior movimento dos organismos entre os fragmentos, devido à disposição dos recursos estarem acessíveis em diferentes locais dentro da paisagem, e em tempos diferentes, dependendo dos padrões de sazonalidade durante o ano (Gimenes & Anjos, 2003; Vogel *et al.*, 2009). Isso faz com que os indivíduos se desloquem entre fragmentos na busca por estes recursos, o que pode aumentar o número de travessias de animais na rodovia, e logo, as chances de colisões com veículos, principalmente nos locais onde a borda da floresta se aproxima da via (Find’o *et al.*, 2018), explicando a significância deste fator em uma escala de 200 metros para este grupo. O grupo das AVES para este mesmo trecho apresentou uma tendência inversa, com menores taxas de atropelamentos em locais com presença de floresta. A falta de mortalidade nas rodovias pode ser efeito de um mascaramento de impactos generalizados como o esgotamento da população devido à alta mortalidade anterior ao estudo e ou forte efeito barreira (Ascensão *et al.*, 2019). Apesar da clareira produzida pela estrada não possuir, neste caso, uma distância intransponível em relação a capacidade de movimentação deste grupo, ela pode estar funcionando como uma barreira para várias espécies, que, devido a diferença das características da via com a matriz de floresta, limita a capacidade de se dispersar e atravessar a clareira, impulsionada pelo medo de voar por áreas fora da floresta (Laurance *et al.*, 2004; Claramunt *et al.*, 2022).

A abundância dos organismos nas proximidades da estrada devido ao tipo e adequabilidade do habitat também pode ser um fator de muita relevância nos atropelamentos de animais (Seo *et al.*, 2015; Gagné *et al.*, 2015; Sillero *et al.*, 2019). A presença do fator “agricultura e pastagem” foi associado aos locais de maior atrito entre a fauna e a rodovia (*hotspots*) para os grupos ARBORÍCOLAS no trecho ITAIOS. O que vale ressaltar, é que para este trecho, o grupo dos ARBORÍCOLAS era composto basicamente por espécies generalistas de anfíbios hilídeos (pererecas), podendo então associar este grupo a presença deste fator. Sabe-se que o abandono de áreas de pastagem na Mata Atlântica vem crescendo, tornando estes ambientes em processo de sucessão equivalentes aos ecossistemas de savana quando afetados pelo fogo (Rezende *et al.*, 2018; Sansevero *et al.*, 2020; Costa *et al.*, 2022) talvez dando suporte para estas espécies se instalarem nestes locais. Em combinação a este fator, o acúmulo de água e a formação de ambientes lênticos nestes locais é mais comum do

que em ambientes florestais, o que favoreceria uma maior riqueza e abundância de anfíbios nestas áreas (Guerry & Hunter, 2002; Vasconcelos & Rossa-Feres, 2005), e consequentemente o número de atropelamentos o que também justificaria a significância da presença de campos alagados com os locais de *hotspots* para este trecho. Esta mesma relação também explicaria associação do grupo dos TERRESTRES para este mesmo trecho com a “agricultura e pastagem”, uma vez que neste grupo estavam incluídos os registros de sapo e rãs, comumente associados a recursos hídricos (Orlowski *et al.*, 2008; Langen *et al.*, 2009; Sillero *et al.*, 2019). Os registros de serpentes também foram incluídos no grupo dos TERRESTRES que além de estarem associados a áreas de “agricultura e pastagem” também mostraram relação com ambientes de floresta. A presença destes fatores em um mosaico da paisagem já foi relatada como preditores de atropelamentos para esse grupo, em função das preferências ecológicas das espécies que permitem que elas estejam presentes em paisagens de habitats florestais e de áreas abertas como por exemplo, as pastagens (Quintero-Ángel *et al.*, 2012; Wagner *et al.*, 2021), e podem atuar como corredores entre fragmentos para estes organismos, em adicional, a proximidade da floresta com a via, faz com que aumentem as chances de travessia resultando em maiores eventos de atropelamento (Yue *et al.*, 2019).

A associação das características da paisagem com os locais de atropelamentos não é uma relação constante, sendo que uma mesma variável pode estar relacionada positivamente ou negativamente com a mortalidade de animais em rodovias, o que se deve principalmente as características intrínsecas das espécies como história de vida e uso do habitat (Puig *et al.*, 2012; Ascensão *et al.*, 2017, Arévalo *et al.*, 2017). Por exemplo, o grupo dos ARBORÍCOLAS, que possuíam majoritariamente registros de anfíbios hilídeos para os trechos SERIOS e ITAIOS, apresentaram preditores diferentes de mortalidade por colisões com veículos (floresta e “pastagem e agricultura”, respectivamente), mostrando que o contexto em que o fator está inserido na paisagem pode alterar os preditores ambientais de atropelamentos. Outro exemplo é que, se podemos considerar o grupo dos ARBORÍCOLAS para estes trechos como sendo particularmente anfíbios, quando comparamos este grupo no trecho ITAIOS com o grupo dos ANFÍBIOS no trecho SERIOS, temos o preditor explicativo “pastagem e agricultura”, inversamente associados aos locais de *hotspots*. Além disso, o grupo dos ANFÍBIOS para o trecho SERIOS pode ter sido fortemente influenciado pela alta abundância de atropelamentos de hilídeos, o podemos confirmar com a tendência de associação positiva deste grupo com o fator floresta, mesmo fator preditor de *hotspots* para o grupo ARBORÍCOLAS (anuros hilídeos) neste trecho. Um fator atenuante neste caso, é que

as áreas de “agricultura e pastagem” no entorno da rodovia SERIOS, diferentemente do trecho de rodovia ITAIOS, são áreas rurais mais ativas, possuindo alterações antrópicas mais constantes, o que diminui a qualidade e adequação do habitat refletindo na presença e abundância de algumas espécies nestas áreas (Santos *et al.*, 2013; Gagné *et al.*, 2015).

Ambientes florestais parecem ser bons preditores para taxas de atropelamentos, como documentada na literatura e em nossos resultados (Nielsen *et al.*, 2010; Girardet *et al.*, 2015; Lin *et al.*, 2019). A rodovia SERITACA, possui a maior proporção de florestas entre todos os trechos avaliados neste estudo, sendo uma das regiões mais preservadas, e com a presença de muitas áreas de proteção ambiental. Entretanto, esse fator não foi selecionado para análise por não se diferenciar do nosso modelo nulo, devido as grandes proporções de floresta na maioria dos pontos, inclusive os do modelo controle. Em contrapartida o efeito da declividade para esta localidade deve ser efeito dos locais com grandes alterações de altitude, como fundos de vale e áreas montanhosas, que são menos exploradas devido a seu relevo, possuindo locais mais florestados, que funcionam como habitats e/ou corredores para as espécies. Esse efeito para o grupo dos MAMÍFEROS e a tendência para o grupo dos ARBORÍCOLAS podem ser vistos quando olhamos para o registro de algumas espécies que possuem preferências florestais para este trecho, como: *Rhipidomys mastacalis* (rato da árvore), *Coendou spinosus* (ouriço-cacheiro) e o único trecho com a presença de registros de primatas (*Callithrix penicillata*), além de registros ocasionais de ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*) e preguiças (*Bradypus torquatus*) atravessando a via. A heterogeneidade destes ambientes disponibiliza uma grande variedade de recursos, tornando-se habitats favoráveis para diversas espécies (Law & Dickman, 1998; Swihart *et al.*, 2003; Farmer & Brooks, 2012), o que torna suas densidades populacionais maiores nessas áreas, refletindo nas taxas de colisões (Santos *et al.*, 2013; Há & Shilling, 2018). Entretanto nossos resultados mostraram um padrão oposto, sendo este trecho, o que apresentou as menores taxas de atropelamentos para todos os grupos analisados, o que pode ser reflexo do baixo fluxo de veículos nos períodos de coleta devido principalmente a redução da circulação de pessoas e das atividades turísticas na região que foram suspensas devido a pandemia do COVID-19 (Bates *et al.*, 2020; Pokorny *et al.*, 2022). O tráfego é apontado por alguns autores como um dos principais causadores de mortalidade em estradas (Forman *et al.*, 2003; Grilo *et al.*, 2014; Lin, 2016). Um alto volume de tráfego aumenta a probabilidade de atropelamento devido a uma maior chance de encontro de veículos com animais e pode também, dependendo do animal, coibir a aproximação em

relação a estrada (Lesinski, 2007; Arévalo *et al.*, 2017; Find’o *et al.*, 2018; Arnold *et al.*, 2019) o que explicaria as baixas taxas de atropelamentos nesta rodovia.

Apesar dos impactos das estradas atingirem muitos quilômetros de distância da via, os efeitos das rodovias nos organismos, dependem do comportamento das espécies afetadas, assim como das características da via e da paisagem ao seu entorno, que influenciam diretamente a presença e abundância destes organismos na paisagem e a decisão do animal em atravessar ou não a estrada (Lewis *et al.*, 2011; Fabrizio *et al.*, 2019). Acreditamos que esta relação seja dependente da escala, onde em um contexto menor (mais próximos a estrada), os fatores influenciem a escolha do animal em transpor a via, enquanto em escalas maiores, esta relação esteja vinculada com a adequabilidade do habitat, refletindo na abundância das espécies na paisagem. Neste caso, podemos observar uma relação negativa dos locais de *hotspots* com a presença de áreas urbanizadas na escala de 1000 metros, devido ao fato da baixa disponibilidade de habitats relacionadas a menor abundância de áreas florestadas, que faz com que a densidade populacional das espécies nestes locais seja menor, exceto para alguns grupos onde a relação com áreas urbanas parece ter pouco efeito (Boitet & Mead, 2014; Canal *et al.*, 2018; Fielding *et al.*, 2019). Adjunto a isso, o trecho apresenta a maior intensidade de tráfego para a região e maiores níveis de fragmentação da paisagem, fazendo com que os organismos necessitem se deslocar mais entre os fragmentos em busca de recursos, principalmente devido ao fato da estrada estar localizada entre os fragmentos de floresta e o rio Cachoeira, principal recurso hídrico da região, aumentando a exposição dos organismos na via e as chances de atropelamentos (Mandel *et al.*, 2008; Block *et al.*, 2011; Deppe *et al.*, 2015). Podemos notar esse efeito nas maiores taxas de atropelamento entre todas as rodovias, inclusive no registro de dois espécimes de lontra (*Lontra longicaudis*), que são organismos totalmente dependentes deste recurso.

Os efeitos e a magnitude dos impactos e a variação dos fatores de influência na mortalidade de vertebrados em rodovias são resultados dependentes da escala espacial de estudo. A conectividade da paisagem (Girardet *et al.*, 2015; Mestre *et al.*, 2019), a disponibilidade e qualidade do habitat no entorno das vias (Santos *et al.*, 2013; Gagné *et al.*, 2015) e as características das estradas (Freitas *et al.*, 2013; Kreling *et al.*, 2019), apesar da discrepância na escala, são fatores significativos na determinação dos padrões de atropelamentos em rodovias (Puig *et al.*, 2012; Santos *et al.*, 2013). Os aspectos biológicos determinam as respostas dos organismos diante das características ambientais naturais ou antrópicas, sendo que cada táxon responde de forma distinta, podendo esta, ser em função das

características da espécie, dependente da demanda de recursos e dos padrões de movimento dos animais no ambiente. A importância de determinar os recursos da paisagem associados aos padrões de *hotspots* de atropelamentos em diferentes escalas é crucial para o desenvolvimento de estratégias de mitigação em locais adequados, reduzindo os impactos causados por rodovias, pois refletem nas respostas dos organismos em diferentes níveis, atuando nas estratégias de mitigação (Plante *et al.*, 2019; Fabrizio *et al.*, 2019).

REFERENCIAS

- Akaike, H. 1974. A new look at statistical model identification. *IEE Trans. on Automatic Control*, 19(6):716–723.
- Arévalo, J. E., Honda, W., Arce-Arias, A. & Hager, 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.
- Arnold, E. M., Hanser, S. E., Regan, T., Thompson, J., Lowe, M., Kociolek, A. & Belthoff, J. R. 2019. Spatial, road geometric and biotic factors associated with Barn Owl mortality along an interstate highway. *Ibis*, 161(1):147-161.
- Ascensão, F., Clevenger, A., Santos-Reis, M., Urbano, P. & Jackson, N. 2013. Wildlife–vehicle collision mitigation: Is partial fencing the answer? An agent-based model approach. *Ecological Modelling*, 257, 36-43.
- Ascensão, F., Desbiez, A. L., Medici, E. P. & Bager, A. 2017. Spatial patterns of road mortality of medium–large mammals in Mato Grosso do Sul, Brazil. *Wildlife Research*, 44(2):135-146.
- Bagatini, T. 2006. Evolução dos índices de atropelamento de vertebrados silvestres nas rodovias do entorno da Estação Ecológica águas emendadas, DF, Brasil, e eficácia de medidas mitigadoras.
- Bager, A. 2003. Repensando as medidas mitigadoras impostas aos empreendimentos rodoviários associados a Unidades de Conservação—Um estudo de caso. *Áreas protegidas: conservação no âmbito do cone sul*. Pelotas: edição do autor, 159-172.
- Bager, A. & Fontoura, V. 2012. Ecologia de estradas no Brasil—Contexto histórico e perspectivas futuras. In: Bager A (ed) *Ecologia de estradas: tendências e pesquisas*. 1st edn. Editora UFLA, Lavras, Minas Gerais, 13–34.
- Bager, A., Piedras, S. R. N., Pereira, T. S. M., & Hóbus, Q. 2007. Fauna selvagem e atropelamento-diagnóstico do conhecimento científico brasileiro. *Áreas Protegidas. Repensando as escalas de atuação* (A. Bager, ed.). Armazém Digital, Porto Alegre, 49-62.
- Bates, A. E., Primack, R. B., Moraga, P. & Duarte, C. M. 2020. COVID-19 pandemic and associated lockdown as a ‘Global Human Confinement Experiment’ to investigate biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 248:108665.

- Block, B. A., Jonsen, I. D., Jorgensen, S. J., Winship, A. J., Shaffer, S. A., Bograd, S. J., Hazen, E. L., Foley, D. G., Breed, A. G., Harrison, A. L., Ganong, J. E., Swithenbank, A., Castleton, M., Dewar, H., Mate, B. R., Shillinger, G. L., Schaefer, K. M., Benson, S. R., Weise, M. J., Henry, R. W. & Costa, D. P. 2011. Tracking apex marine predator movements in a dynamic ocean. *Nature*, 475:86-90.
- Boitet, E. R. & Mead, A. J. 2014. Application of GIS to a baseline survey of vertebrate roadkills in Baldwin County, Georgia. *Southeastern naturalist*, 13(1):176-190.
- Canal, D., Camacho, C., Martín, B., de Lucas, M. & Ferrer, M. 2018. Magnitude, composition and spatiotemporal patterns of vertebrate roadkill at regional scales: a study in southern Spain. *Animal Biodiversity and Conservation*, 41(2):281-300.
- Carvalho-Roel, C. F., Custódio, A. E. I. & Júnior, O. M. 2019. Do roadkill aggregations of wild and domestic mammals overlap? *Revista de Biología Tropical*, 67(1):47-60.
- Cassano, C. R., Schroth, G., Faria, D., Delabie, J. H., Bede, L., Oliveira, L. C. & Mariano-Neto, E. 2014. *Desafios e recomendações para a conservação da biodiversidade na região cacaueira do sul da Bahia*. Centro de Pesquisas do Cacau.
- CBEE. Centro Brasileiro de Estudos de Ecologia de Estradas. 2019. Disponível em: <https://ecoestradas.com.br/2milhoes/>.
- Claramunt, S., Hong, M. & Bravo, A. 2022. The effect of flight efficiency on gap-crossing ability in Amazonian Forest birds. *Biotropica*:1-9.
- Clevenger, A. P. & Waltho, N. 2005. Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, 121:453-464.
- CNT Transport. Disponível em: <http://anuariodotransporte.cnt.org.br/2018/>.
- Coelho, A. V. P., Coelho, I. P., Kindel, A., Teixeira, Z. F. 2014. SIRIEMA: *Road mortality software*, Porto Alegre, Brazil: NERF, UFRGS, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Coelho, I. P., Kindel, A., Coelho, A. V. P. 2011. SIRIEMA: *Spatial Evaluation of Road Mortality software*. User's Guide. 22.
- Coffin, A.W. 2007. From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography*. 15:396-406.
- Costa, I. M. D. C., Ferreira, M. S., Mourão, C. L. B. & Bueno, C. 2022. Spatial patterns of carnivore roadkill in a high-traffic-volume highway in the endangered Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 1-11.
- Costa, R. & de Mello, R. 2020. Um Panorama Sobre a Biologia da Conservação e as Ameaças à Biodiversidade Brasileira. *SAPIENS-Revista de divulgação Científica*, 2(2):50-69.
- Cox, C. B. & Moore, P. D. 1993. *Biogeography: an ecological and evolutionary approach*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 326.
- de Avelar, E. R., da Silva, R. & Baptista, L. A. M. L. 2015. Ameaças à sobrevivência de animais silvestres no Estado de Goiás. *Uniciências*, 19(2).

- de Oliveira, S. L., Bastos, R. P., Lacerda, K. A. P. & Alves, S. E. 2020. Ecologia de estradas: estado da arte no Brasil e no mundo. *Brazilian Journal of Development*, 6(12):98546-98573.
- Deppe, J. L., Ward, M. P., Bolus, R. T., Diehl, R. H., CelisMurillo, A., Zenzal, T. J., Moore, F. R. J., Benson, T. J., Smolinsky, J. A., Schofield, L. N., Enstrom, D. A., Paxton, E. H., Bohrer, G., Beveroth, T. A., Raim, A., Obringer, R. L., Delaney, D. & Cochran, W. W. 2015. Fat, weather, and date affect migratory songbirds' departure decisions, routes, and time it takes to cross the Gulf of Mexico. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112:6331-6338.
- dos Santos Alves, B. & Guimarães, J. P. 2018. Construção de Rodovias: Impactos na Fauna Silvestre. *Anais do Encontro Nacional de Pós-graduação*, 2(1):210-214.
- Fabrizio, M., Di Febbraro, M, D'Amico, M, Frate, L, Roscioni, F, & Loy, A. 2019. Habitat suitability vs landscape connectivity determining roadkill risk at a regional scale: a case study on European badger (*Meles meles*). *European journal of wildlife research*, 65(1):7.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 34:487-515.
- Fahrig, L. & Rytwinski, T. 2009. Effects of roads on animal abundance: An empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14:21.
- Farmer, R. G. & Brooks, R. J. 2012. Integrated risk factors for vertebrate roadkill in southern Ontario. *The Journal of Wildlife Management*, 76(6):1215-1224.
- Fielding, M.W., Buettel, J. C., Nguyen, H. & Brook, B. W. 2019. Ravens exploit wildlife roadkill and agricultural landscapes but do not affect songbird assemblages. *Emu-Austral Ornithology*, 1-11.
- Find'ó, S., Skuban, M., Kajba, M., Chalmers, J. & Kalaš, M. 2018. Identifying attributes associated with brown bear (*Ursus arctos*) road-crossing and roadkill sites. *Canadian Journal of Zoology*, 97(2):156-164.
- Forman, R. T. T. & Alexander, L. E. 2007. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 29(1):207-231.
- Forman, R. T. T., Borasino, E., Glave, M., Hak, J., Josse, C., Veradiaz, M. D. C. 2003. *Road Ecology: Science and Solutions*. Washington DC: Island Press.
- Forman, R. T. T., Sperling, D., Bissonette, J. A., Clevenger, A. P., Cutshall, C. D., Dale, V. H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C. R., Heanue, K., Jones, J. A., Swanson, F. J., Turrentine, T. & Winter, T. C. 2003. Road ecology. *Science and solutions*. Washington: Island Press.
- Freitas, S. R., Sousa, C. O. & Bueno, C. 2013. Effects of landscape characteristics on roadkill of mammals, birds and reptiles in a highway crossing the Atlantic Forest in southeastern Brazil. In: *International Conference on Ecology and Transportation (ICOET 2013)*. Arizona.
- Gagné, S. A., Bates, J. L. & Bierregaard, R. O. 2015. The effects of road and landscape characteristics on the likelihood of a Barred Owl (*Strix varia*) - vehicle collision. *Urban Ecosystems*, 18(3):1007-1020.

- Garrah, E., Danby, R. K., Eberhardt, E., Cunnington, G. M. & Mitchell, S. 2015. Hot spots and hot times: wildlife road mortality in a regional conservation corridor. *Environmental Management*, 56(4):874-889.
- Garriga, N., Santos, X., Montori, A., Richter-Boix, A., Franch, M. & Llorente, G. A. 2012. Are protected areas truly protected? The impact of road traffic on vertebrate fauna. *Biodiversity and Conservation*, 21(11):2761-2774.
- Gimenes, M. R. & dos Anjos, L. 2003. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 25(2):391-402.
- Girardet, X., Conruyt-Rogéon, G. & Foltête, J. C. 2015. Does regional landscape connectivity influence the location of roe deer roadkill hotspots? *European journal of wildlife research*, 61(5):731-742.
- Glista, D. J., DeVault, T. L. & DeWoody, J. A. 2009. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning*, 91(1):1-7.
- Gomes, L., Grilo, C., Silva, C. & Mira, A. 2009. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecological research*, 24(2):355-370.
- Grilo, C., Ascensão, F., Santos-Reis, M. & Bissonette, J. A. 2011. Do well-connected landscapes promote road-related mortality? *European Journal of Wildlife Research*, 57(4):707-716.
- Grilo, C., Bissonette, J. A. & Cramer, P. C. 2010. Mitigation measures to reduce impacts on biodiversity.
- Grilo, C., Coimbra, M. R., Cerqueira, R. C., Barbosa, P., Dornas, R. A. P., Gonçalves, L. O., ... Kindel, A. 2018. Brazil road-kill: A data set of wildlife terrestrial vertebrate road-kills. *Ecology*, 99:2625.
- Grilo, C., Reto, D., Filipe, J., Ascensao, F. & Revilla, E. 2014. Understanding the mechanisms behind road effects: linking occurrence with road mortality in owls. *Anim. Conserv*, 17:555-564.
- Guerry, A. D. & Hunter J. R. M. L. 2002. Amphibian Distributions in a Landscape of Forests and Agriculture: an Examination of Landscape Composition and Configuration. *Conservation Biology* 16(3):745-754.
- Há, H. & Shilling, F. 2018. Modelling potential wildlife-vehicle collisions (WVC) locations using environmental factors and human population density: A case-study from 3 state highways in Central California. *Ecological Informatics*, 43:212-221.
- Huang, J. C. C., Chen, W. J. & Lin, T. E. 2021. Landscape and Species Traits Co-Drive Roadkills of Bats in a Subtropical Island. *Diversity*. 13(117):1-20.
- Jackson, N. D. & Fahrig, L. 2011. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation*, 144:3143-3148.
- Jaeger, J. A. & Fahrig, L. 2004. Effects of road fencing on population persistence. *Conservation Biology*, 18(6), 1651-1657.

- Jones, J. A., Swanson, F. J., Wemple, B. C., Snyder, K. U. 2000. Effects of roads on hydrology, geomorphology and disturbance patches in stream networks. *Conservation Biology*, 14:76–85.
- Junior, C. A. S. et al. (2014). Assuntos relacionados à mitigação dos impactos sobre a fauna em empreendimentos rodoviários do DNIT. In: Anais do Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental; 29-31 out. 2014; João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba: 91-97.
- Kioko, J., Kiffner, C., Jenkins, N. & Collinson, W. J. 2015. Wildlife roadkill patterns on a major highway in northern Tanzania. *African Zoology*, 50(1):17-22.
- Krebs, C. J. 2001. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. 5th. ed. San Francisco: Benjamin Cummings, 695.
- Kreling, S. E., Gaynor, K. M. & Coon, C. A. 2019. Roadkill distribution at the wildland-urban interface. *The Journal of Wildlife Management*, 83(6):1427-1436.
- Langen, T. A., Ogden, K. M. & Schwarting, L. L. 2009. Predicting hot spots of herpetofauna road mortality along highway networks. *The Journal of Wildlife Management*, 73(1):104-114.
- Laurance, S. G. 2004. Response of understory rain forest birds to road edges in Central Amazonia. *Ecological Applications*, 14:1344–1357.
- Laurance, W. F. 2015. Bad Roads, Good Roads. In: van der Ree, R.; Smith, D. J.; Grilo, C. (Eds.). *Handbook of Road Ecology*. 1. ed. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd. 10-15.
- Law, B. S. & Dickman, C. R. 1998. The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiversity & Conservation*, 7(3): 323-333.
- Lesinski, G. 2007. Bat road casualties and factors determining their number. *Mammalia*, 71(3):138-142.
- Lewis, J. S., Rachlow, J. L., Horne, J. S., Garton, E. O., Wakkinen, W. L., Hayden, J. & Zager, P. 2011. Identifying habitat characteristics to predict highway crossing areas for black bears within a human-modified landscape. *Landsc. Urban Plan*, 101:99–107.
- Lin, S. C. 2016. Landscape and traffic factors affecting animal road mortality. *Journal of environmental engineering and landscape management*, 24(1):10-20.
- Lin, Y. P., Anthony, J., Lin, W. C., Lien, W. Y., Petway, J. R. & Lin, T. E. 2019. Spatiotemporal identification of roadkill probability and systematic conservation planning. *Landscape Ecology*, 34(4):717-735.
- Litvaitis, J. A. & Tash, J. P. 2008. An approach toward understanding wildlife-vehicle collisions. *Environmental Management*, 42(4):688-697.
- Maciel, T. T.; & Barbosa, B. C. Áreas verdes urbanas: história, conceito e importância ecológica. *CES Revista*, 29(1):30-42, 2015.

- Mandel, J. T., Bildstein, K. L., Bohre, R. G. & Winkler, D. W. 2008. Movement ecology of migration in turkey vultures. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105:19102-19107.
- Markolt, F., Hervai, A., Havas, G., Szemethy, L. & Heltai, M. 2012. Landscape factors influencing roe deer roadkill frequencies on the M3 highway of Hungary. *Review on Agriculture and Rural Development*, 1(1): 44-49.
- Mestre, F., Ascensão, F. & Barbosa, A. M. 2019. gDefrag: A graph-based tool to help defragmenting landscapes divided by linear infrastructures. *Ecological modelling*, 392:1-5.
- Moraga, A. D., Martin, A. E. & Fahrig, L. The scale of effect of landscape context varies with the species' response variable measured. *Landscape Ecology* 34, 703–715 (2019).
- Mortensen, D. A., Rauschert, E. S. J., Nord, A. N., Jones, B. P. 2009. Forest Roads Facilitate the Spread of Invasive Plants. *Invasive Plant Science and Management*, 2(3): 191-199.
- Nielsen, C. K., Anderson, R. G. & Grund, M. D. 2003. Landscape influences on deer-vehicle accident areas in an urban environment. *The Journal of wildlife management*, 46-51.
- Nielsen, S. E., McDermid, G., Stenhouse, G. B. & Boyce M. S. 2010. Dynamic wildlife habitat models: seasonal foods and mortality risk predict occupancy-abundance and habitat selection in grizzly bears. *Biol. Conserv*, 143:1623–1634.
- Novelli, R., Takase, E. & Castro, V. 1988. Estudo das aves mortas por atropelamento em um trecho da rodovia BR-471, entre os distritos da Quinta e Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 5(3):441-454.
- Orlowski, G., Ciesiolkiewicz, J., Kaczor, M., Radwanska, J. & Zywicka, A. 2008. Species composition and habitat correlates of amphibian roadkills in different landscapes of south-western Poland. *Pol. J. Ecol*, 56(4):659-671.
- Ottburg, F. & Blank, M. 2015. Solutions to the Impacts of Roads and Other Barriers on Fish and Fish Habitat. In: van der Ree, R., Smith, D. J., Grilo, C. (Eds.). *Handbook of Road Ecology*. 364-372.
- Planillo, A., Mata, C., Manica, A. & Malo, J. E. 2018. Carnivore abundance near motorways related to prey and roadkills. *The Journal of Wildlife Management*, 82(2):319-327.
- Plante, J., Jaeger, J. A. & 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.
- Pokorny, B., Cerri, J. & Bužan, E. 2022. Wildlife roadkill and COVID-19: A biologically significant, but heterogeneous, reduction. *Journal of Applied Ecology*, 59(5):1291-1301.
- Puig, J., Ariño, A. H. & Sanz, L. 2012. The link between roadkills distribution and the surrounding landscape in two highways in Navarre, Spain. *Environmental Engineering and Management Journal*, 11(6):1171-1178.

- Quintero-Ángel, A., Osorio-Dominguez, D., Vargas-Salinas, F. & Saavedra-Rodríguez, C. A. 2012. Roadkill rate of snakes in a disturbed landscape of Central Andes of Colombia. *Herpetology Notes*, 5:99-105.
- R Core Team. 2021. *R: a Language and Environment for Statistical Computing*.
- Ramp, D., Caldwell, J., Edwards, K. A., Warton, D. & Croft, D. B. 2005. Modelling of wildlife fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia. *Biological Conservation*, 126(4):474–490.
- Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N., Tabarelli, M., Fonseca, G. A. & Mittermeier, R. A. 2018. From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspect Ecol Conserv*, 16:208–214.
- Rodríguez-Castro, K. G., Ciocheti, G., Ribeiro, J. W., Ribeiro, M. C. & Galetti, P. M. 2017. Using DNA barcode to relate landscape attributes to small vertebrate roadkill. *Biodiversity and conservation*, 26(5):1161-1178.
- Sansevero, J. B. B., Garbin, M. L., Sánchez-Tapia, A., Valladares, F. & Scarano, F. R. 2020. Fire drives abandoned pastures to a savanna-like state in the Brazilian Atlantic Forest. *Perspect Ecol Conserv*, 18:31–36.
- Santos, S. M., Lourenço, R., Mira, A. & Beja, P. 2013. Relative effects of road risk, habitat suitability, and connectivity on wildlife roadkills: the case of tawny owls (*Strix aluco*). *PLoS One*, 8(11):e79967.
- Seo, C., Thorne, J. H., Choi, T., Kwon, H. & Park, C. H. 2015. Disentangling roadkill: the influence of landscape and season on cumulative vertebrate mortality in South Korea. *Landscape and ecological engineering*, 11(1):87-99.
- Sillero, N., Poboljsaj, K., Lesnik, A. & Salamun, A. 2019. Influence of Landscape Factors on Amphibian Roadkills at the National Level. *Diversity*, 11(1):13.
- Silveira-Miranda, J. E., de Melo, F. R. & Keichi Umetsu, R. 2020. Are Roadkill Hotspots in the Cerrado Equal Among Groups of Vertebrates? *Environmental Management*, 65(4):565–573.
- Smith, D. J. 2012. Determining location and design of cost-effective wildlife crossing structures along US-64 in North Carolina. *Transportation research record*, 2270(1):31-38.
- Soares-Filho, B., Alencar, A., Nepstad, D., Cerqueira, G., Vera Diaz, M. D. C., Rivero, S., ... & Voll, E. 2004. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém–Cuiabá corridor. *Global change biology*, 10(5), 745-764.
- Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology letters*, 10(12):1115-1123.
- Souza, C. M., Shimbo, J. Z., Rosa, M. R., Parente, L. L., Alencar, A. A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., Ferreira, L. G., Souza-Filho, P. W. M., de Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. V., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, 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.

- Swihart, R. K., Gehring, T. M., Kolozsvary, M. B. & Nupp, T. E. 2003. Responses of 'resistant' vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distributions*, 9(1):1-18.
- Taylor, B. D. & 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., Kindel, A. 2013. Vertebrate road mortality estimates: effects of sampling methods and carcass removal. *Biol. Conserv*, 157:317-323.
- Teixeira, F. Z. & Gonçalves, L. O. 2019. Ecologia de estradas: como aplicar ciência à gestão ambiental.
- Teixeira, F. Z., Rytwinski, T. & Fahrig, L. 2020. Inference in road ecology research: what we know versus what we think we know. *Biology letters*, 16(7):20200140.
- Tejera, G., Rodríguez, B., Armas, C. & Rodríguez, A. 2018. Wildlife-vehicle collisions in Lanzarote Biosphere Reserve, Canary Islands. *PloS one*, 13(3):e0192731.
- Valeriano, M. de M. 2008. *Topodata: guia para utilização de dados geomorfológicos locais*. São José Dos Campos: INPE, 72.
- van der Ree, R., Smith, D. J. & Grilo, C. 2015. The Ecological Effects of Linear Infrastructure and Traffic: Challenges and Opportunities of Rapid Global Growth. In: van der Ree, R., Smith, D. J., Grilo, C. (Eds.). *Handbook of Road Ecology*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd. 1-9.
- Vasconcelos, T. D. S. & Rossa-Feres, D. D. C. 2005. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 5(2):137-150.
- Vogel, H. F., Zawadzki, C. H. & Metri, R. 2009. Florestas ripárias: importância e principais ameaças. *SaBios-Revista de Saúde e Biologia*, 4(1).
- Wagner, R. B., Brune, C. R. & Popescu, V. D. 2021. Snakes on a lane: Road type and edge habitat predict hotspots of snake road mortality. *Journal for Nature Conservation*, 61: 125978.
- Yue, S., Bonebrake, T. C. & Gibson, L. 2019. Informing snake roadkill mitigation strategies in Taiwan using citizen science. *The Journal of Wildlife Management*, 83(1):80-88.

ANEXO B

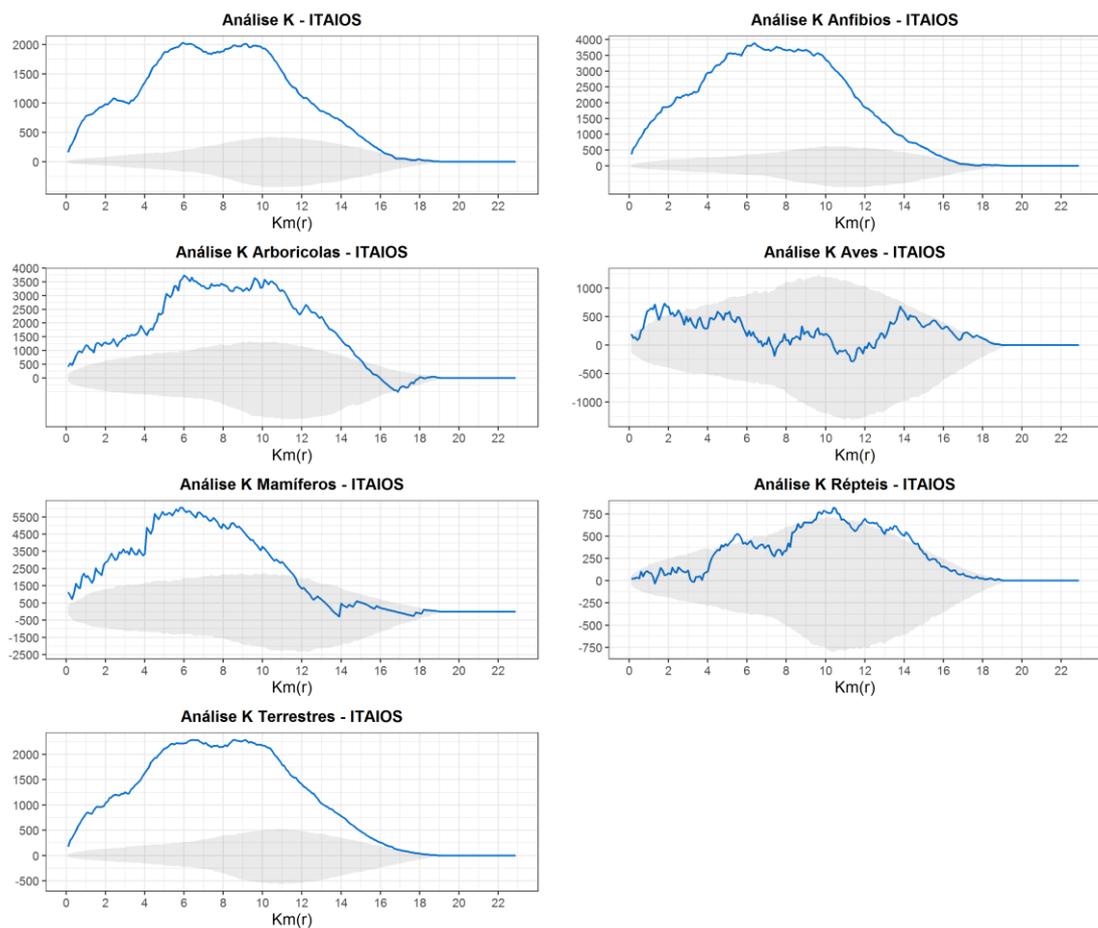


Figura 5 – Agregação de atropelamentos de acordo incremento de raio, na rodovia BR-415, trecho entre os municípios de Ilhéus e Itabuna (2020-2022). A agregação é representada pela linha azul, que quando acima dos limites de confiança (em cinza) indicam agregação significativa e abaixo desses limites indicam dispersão (Coelho et al., 2014).

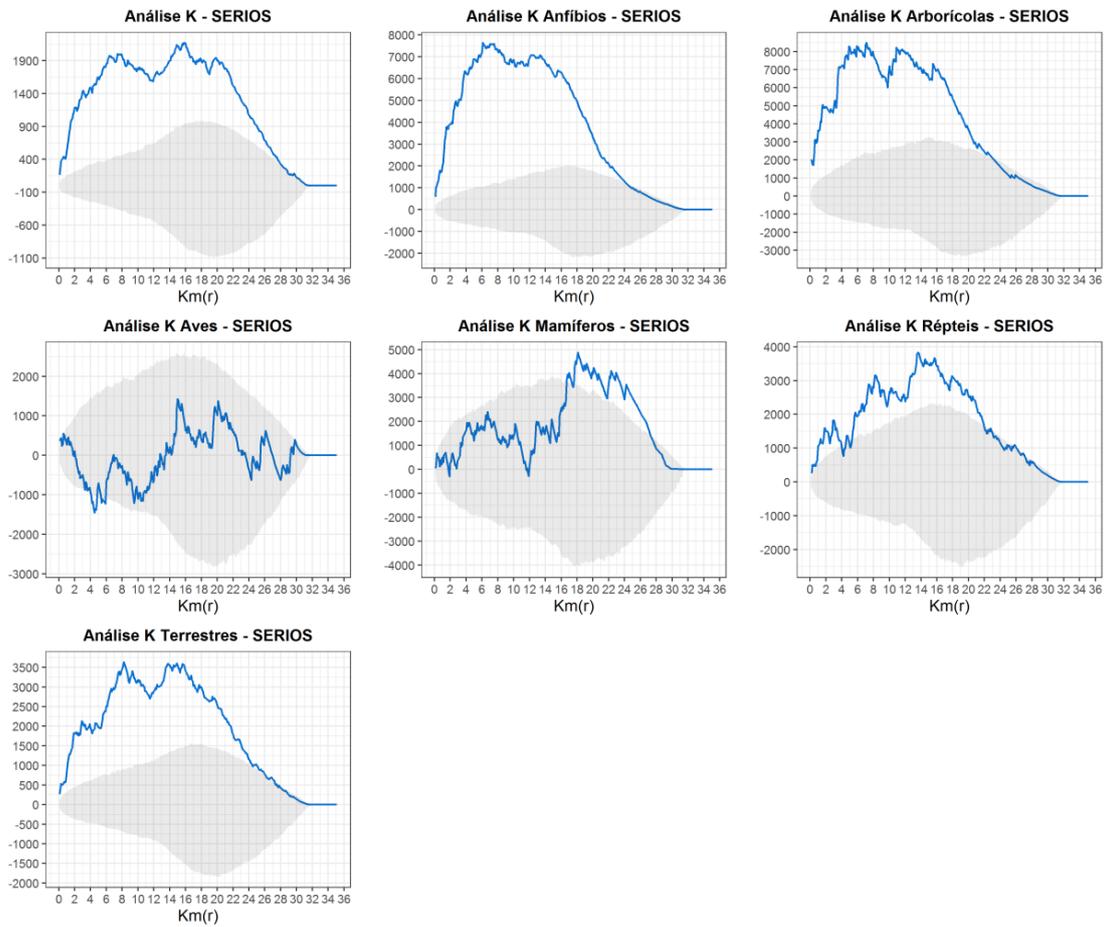


Figura 6 – Agregação de atropelamentos de acordo incremento de raio, na rodovia BA-001, trecho entre o município de Ilhéus e Serra Grande, distrito de Uruçuca (2020-2022). A agregação é representada pela linha azul, que quando acima dos limites de confiança (em cinza) indicam agregação significativa e quando abaixo desses limites indicam dispersão (Coelho et al., 2014).

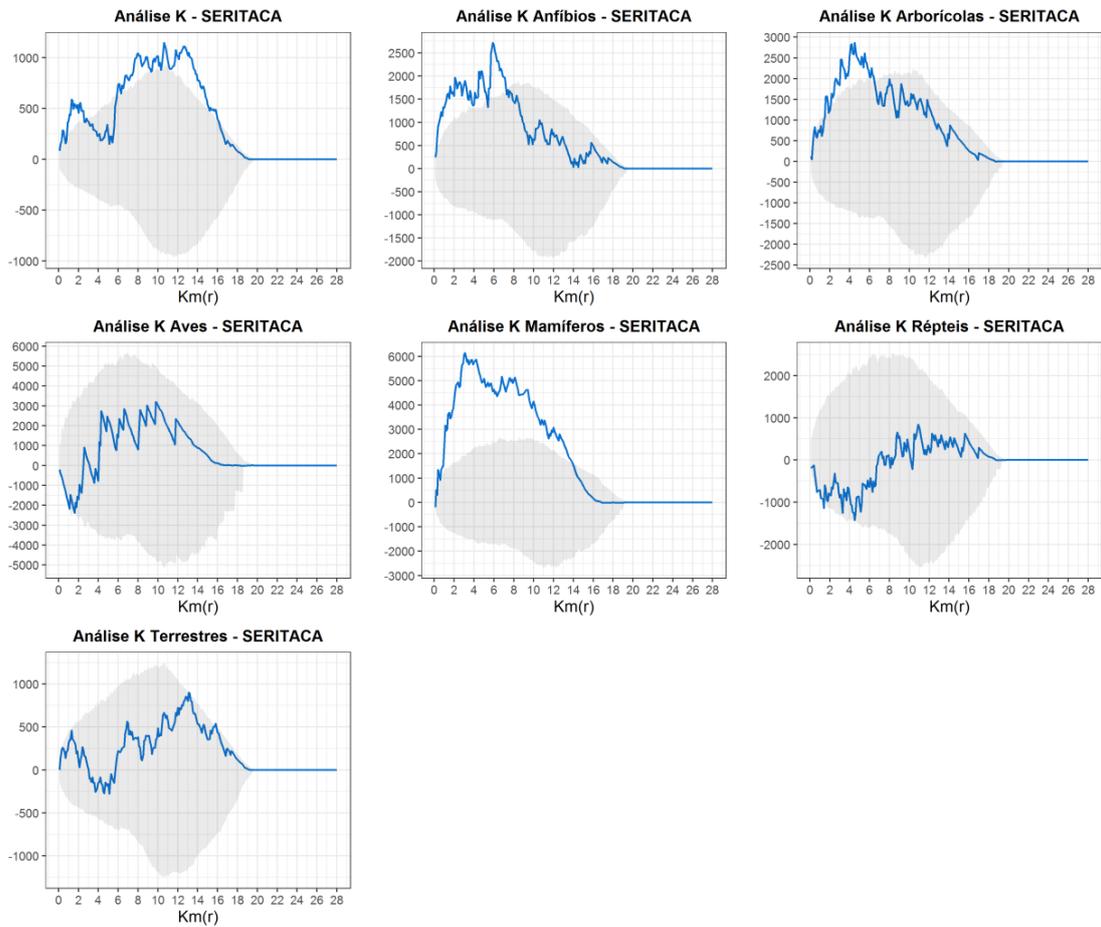


Figura 7. Agregação de atropelamentos de acordo incremento de raio, na rodovia BA-001, trecho entre Serra Grande, distrito de Uruçuca e o município de Itacaré (2020-2022). A agregação é representada pela linha azul, que quando acima dos limites de confiança (em cinza) indicam agregação significativa e abaixo desses limites indicam dispersão (Coelho et al., 2014).

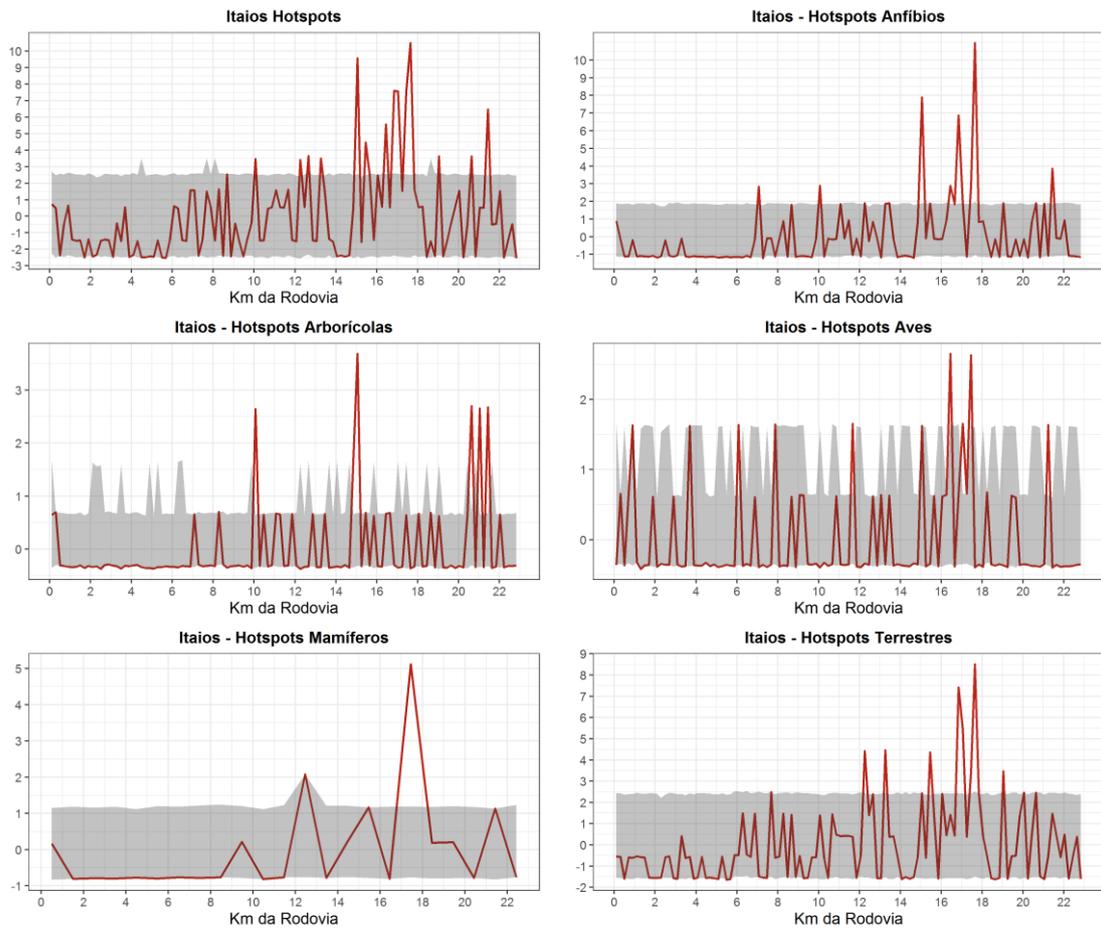


Figura 8 – Local de agregação de atropelamentos na rodovia BR-415, trecho entre os municípios de Ilhéus e Itabuna (ITAIOS). A linha vermelha representa os valores HS e as linhas cinzas superior e inferior são os limites de confiança. Os valores de HS acima dos limites de confiança indicam os trechos com intensidade de agregação significativa (Coelho et al., 2014).

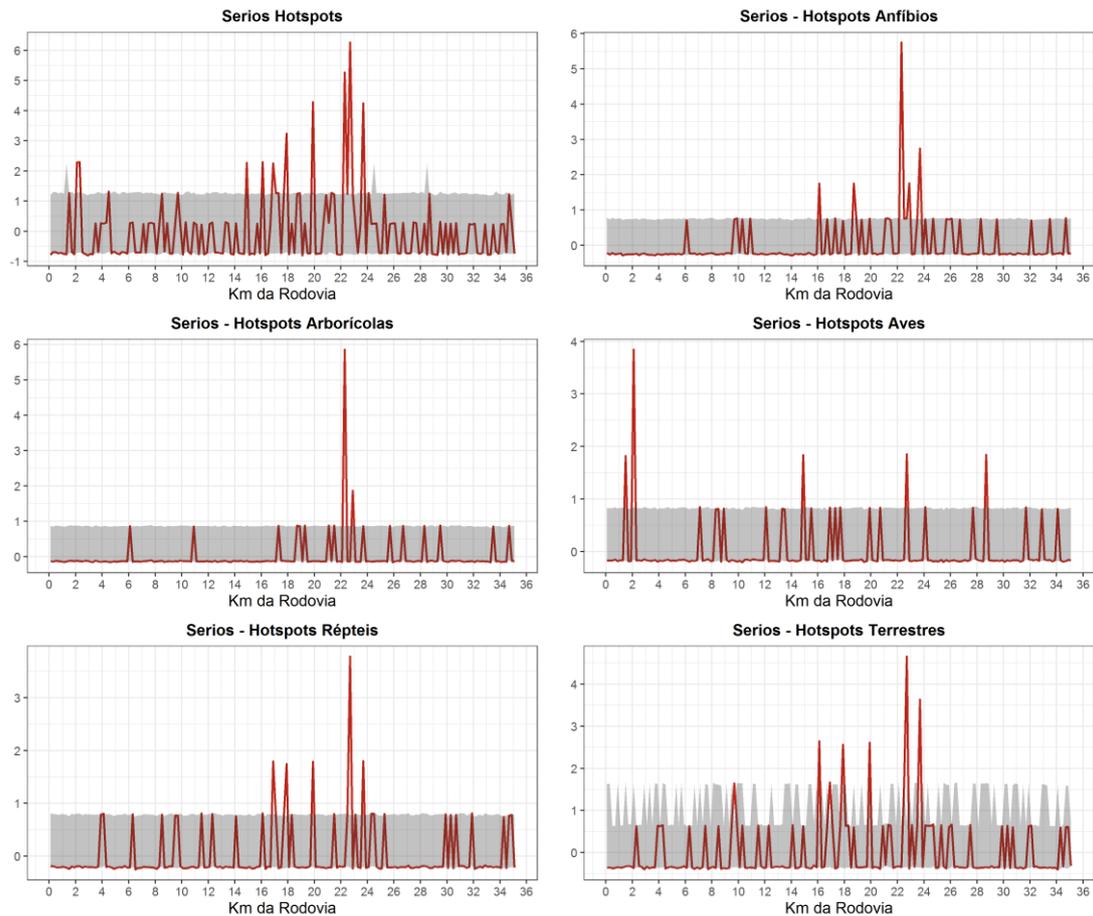


Figura 9 – Local de agregação de atropelamentos na rodovia BA-001, trecho entre os municípios de Ilhéus e Serra Grande (SERIOS), distrito de Uruçuca. A linha vermelha representa os valores HS e as linhas cinzas superior e inferior são os limites de confiança. Os valores de HS acima dos limites de confiança indicam os trechos com intensidade de agregação significativa (Coelho et al., 2014).

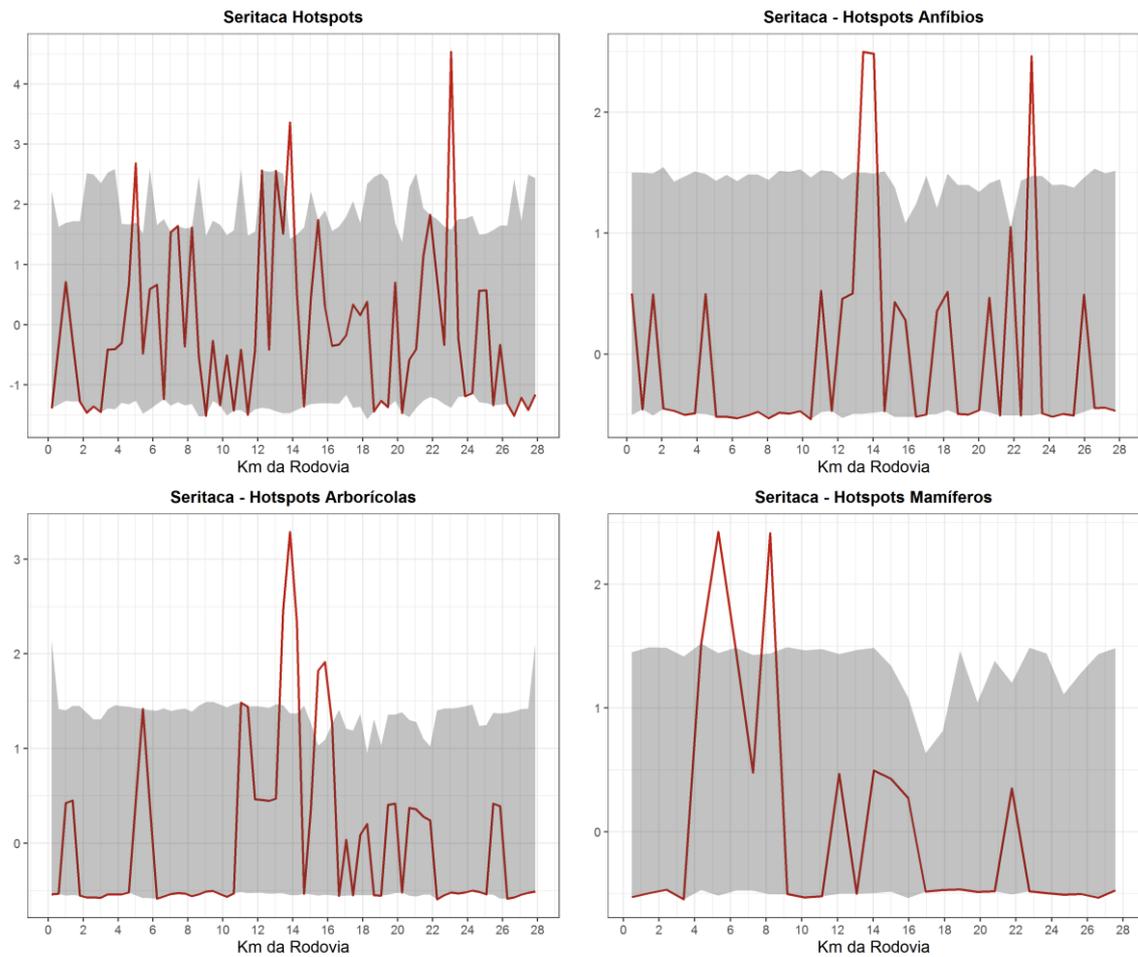


Figura 10 – Locais de agregação de atropelamentos na rodovia BA-001, trecho entre Serra Grande, distrito de Uruçuca e o município de Itacaré (SERITACA). A linha vermelha representa os valores HS e as linhas cinzas superior e inferior são os limites de confiança. Os valores de HS acima dos limites de confiança indicam os trechos com intensidade de agregação significativa (Coelho et al., 2014).

Tabela 3 – Tamanho dos buffers e número de trechos selecionados para extração das variáveis de componentes da paisagem de cada grupo alvo para cada trecho de rodovia amostrado.

TRECHO	GRUPO	TAMANHO DO SEGMENTO	TAMANHO DOS BUFFERS TESTADOS	Nº DE TRECHOS
ITAIOS	TODOS	200	200x200 e 200x1000	21 hotspots e 21 controle
	ANFÍBIOS	200	200x200 e 200x1000	14 hotspots e 14 controle
	ARBORÍCOLAS	200	200x200 e 200x1000	11 hotspots e 11 controle
	AVES	200	200x200 e 200x1000	12 hotspots e 12 controle
	MAMÍFEROS	200	200x200 e 200x1000	6 hotspots e 10 controle
	TERRESTRES	200	200x200 e 200x1000	14 hotspots e 14 controle
SERIOS	TODOS	200	200x200 e 200x1000	11 hotspots e 11 controle
	ANFIBIOS	200	200x200 e 200x1000	4 hotspots e 10 controle
	ARBORÍCOLAS	200	200x200 e 200x1000	2 hotspots e 10 controle
	AVES	200	200x200 e 200x1000	7 hotspots e 10 controle
	RÉPTEIS	200	200x200 e 200x1000	5 hotspots e 10 controle
	TERRESTRES	200	200x200 e 200x1000	8 hotspots e 10 controle
SERITACA	TODOS	400	400x400 e 400x1000	5 hotspots e 10 controle
	ANFÍBIOS	600	600x600 e 600x1000	3 hotspots e 10 controle
	ARBORÍCOLAS	400	400x400 e 400x1000	5 hotspots e 10 controle
	MAMIFEROS	500	500x500 e 500x1000	4 hotspots e 10 controle

Tabela 4 – Seleção de modelos para taxas de atropelamentos de vertebrados na rodovia BR-415 (Trecho ITAIOS), região sul do estado da Bahia, Brasil. São exibidos o número de parâmetros do modelo (K), os resultados do critério de informação de Akaike corrigido (AICc), a diferença em AICc entre o modelo considerado e o modelo com AICc mínimo ($\Delta AICc$), o peso do modelo (w), o log de probabilidade (logLik) e a soma dos pesos de AICc (Cum. w). As variáveis selecionadas para o modelo global estão destacadas e negrito.

TRECHO ITAIOS							
Grupo	Métrica Selecionada	K	AICc	$\Delta AICc$	w	logLik	Cum. w
Todos	Área urbanizada 1000m	2	225.255666161381	0	0.935828946136616	-110.473986926844	0.935828946136616
Todos	Área urbanizada 200m	2	230.61542906973	5.35976290834904	0.0641709910482227	-113.153868381019	0.999999937184839
Todos	Nulo	1	258.289159767014	33.0334936056325	6.28151612220902e-08	-128.094579883507	1
Todos	Declividade 200m	2	254.47606070928	0	0.727362784437031	-125.084184200794	0.727362784437031
Todos	Declividade 1000m	2	257.448400243981	2.97233953470058	0.164556767432126	-126.570353968144	0.891919551869156
Todos	Nulo	1	258.289159767014	3.81309905773341	0.108080448130844	-128.094579883507	1
Todos	Recursos hídricos 200m	2	256.667527652577	0	0.500667899447755	-126.179917672442	0.500667899447755
Todos	Recursos hídricos 1000m	2	257.852912596644	1.18538494406687	0.276787630127345	-126.772610144476	0.777455529575101
Todos	Nulo	1	258.289159767014	1.62163211443669	0.222544470424899	-128.094579883507	1
Todos	Floresta 1000m	2	243.409423082865	0	0.999214024488904	-119.550865387586	0.999214024488904
Todos	Nulo	1	258.289159767014	14.8797366841485	0.000586900870827575	-128.094579883507	0.999800925359732
Todos	Floresta 200m	2	260.45151196744	17.0420888845748	0.000199074640268131	-128.071909829874	1
Todos	Campo alagado 1000m	2	246.497603132105	0	0.994528038445091	-121.094955412206	0.994528038445091
Todos	Nulo	1	258.289159767014	11.7915566349092	0.0027359807774543	-128.094579883507	0.997264019222546
Todos	Campo alagado 200m	1	258.289159767014	11.7915566349092	0.0027359807774543	-128.094579883507	1
Todos	Agricultura e pastagem 1000m	2	224.572143796592	0	0.999999559650133	-110.13222574445	0.999999559650133
Todos	Agricultura e pastagem 200m	2	254.072795738936	29.5006519423441	3.9265816547863e-07	-124.882551715622	0.999999952308299

Todos	Nulo	1	258.289159767014	33.7170159704219	4.76917015654591e-08	-128.094579883507	1
Arborícolas	Área urbanizada 1000m	2	70.2687082288292	0	0.806807969478831	-32.8185646407304	0.806807969478831
Arborícolas	Nulo	1	73.1275102545904	2.85880202576118	0.193192030521169	-35.4637551272952	1
Arborícolas	Declividade 200m	2	72.746081715457	0	0.413933611966118	-34.0572513840443	0.413933611966118
Arborícolas	Nulo	1	73.1275102545904	0.38142853913341	0.34206176967205	-35.4637551272952	0.755995381638168
Arborícolas	Declividade 1000m	2	73.8031186165978	1.0570369011408	0.244004618361832	-34.5857698346147	1
Arborícolas	Recursos hídricos 1000m	2	72.0232241442464	0	0.568641977241542	-33.695822598439	0.568641977241542
Arborícolas	Nulo	1	73.1275102545904	1.10428611034398	0.32737554478569	-35.4637551272952	0.896017522027232
Arborícolas	Recursos hídricos 200m	2	75.4212813806176	3.39805723637123	0.103982477972768	-35.3948512166246	1
Arborícolas	Nulo	1	73.1275102545904	0	0.502443357254387	-35.4637551272952	0.502443357254387
Arborícolas	Floresta 1000m	2	73.9197646888771	0.79225443428669	0.338104728307683	-34.6440928707543	0.84054808556207
Arborícolas	Floresta 200m	2	75.4229912781992	2.2954810236088	0.15945191443793	-35.3957061654154	1
Arborícolas	Agricultura e pastagem 1000m	2	69.7056441547956	0	0.730585174453529	-32.5370326037136	0.730585174453529
Arborícolas	Agricultura e pastagem 200m	2	73.0475402352126	3.34189608041697	0.137400192616988	-34.2079806439221	0.867985367070517
Arborícolas	Nulo	1	73.1275102545904	3.42186609979476	0.132014632929483	-35.4637551272952	1
Terrestres	Área urbanizada 1000m	2	133.525120927254	0	0.992944680261509	-64.5225604636272	0.992944680261509
Terrestres	Área urbanizada 200m	2	143.547756663222	10.0226357359672	0.00661511435605702	-69.5338783316108	0.999559794617566
Terrestres	Nulo	1	148.967498598265	15.4423776710106	0.000440205382433742	-73.4068262222094	1
Terrestres	Nulo	1	148.967498598265	0	0.60900177966013	-73.4068262222094	0.60900177966013
Terrestres	Declividade 200m	2	151.224751566149	2.2572529678838	0.196998222534535	-73.3723757830744	0.806000002194665
Terrestres	Declividade 1000m	2	151.255424682707	2.28792608444246	0.193999997805335	-73.3877123413537	1

Terrestres	Recursos hídricos 1000m	2	146.698335739453	0	0.590450802039155	-71.1091678697263	0.590450802039155
Terrestres	Recursos hídricos 200m	2	148.675711739289	1.97737599983665	0.219685794017944	-72.0978558696446	0.810136596057099
Terrestres	Nulo	1	148.967498598265	2.26916285881245	0.189863403942901	-73.4068262222094	1
Terrestres	Floresta 1000m	2	145.576482354561	0	0.797093348254161	-70.5482411772804	0.797093348254161
Terrestres	Nulo	1	148.967498598265	3.39101624370412	0.146271381631306	-73.4068262222094	0.943364729885466
Terrestres	Floresta 200m	2	150.865162071426	5.28867971686552	0.0566352701145338	-73.1925810357132	1
Terrestres	Nulo	1	148.967498598265	0	0.535097724262843	-73.4068262222094	0.535097724262843
Terrestres	Campo alagado 1000m	2	149.248742935451	0.281244337186337	0.464902275737157	-72.3843714677257	1
Terrestres	Agricultura e pastagem 200m	2	145.312288890254	0	0.824441347304092	-70.4161444451272	0.824441347304092
Terrestres	Nulo	1	148.967498598265	3.65520970801052	0.132568719428094	-73.4068262222094	0.957010066732186
Terrestres	Agricultura e pastagem 1000m	2	151.219768938143	5.90748004788844	0.042989933267814	-73.3698844690715	1
Anfíbios	Área urbanizada 1000m	2	118.533464459531	0	0.984034625890563	-57.0058626645481	0.984034625890563
Anfíbios	Área urbanizada 200m	2	126.776838257925	8.24337379839444	0.015958222061312	-61.1275495637453	0.999992847951874
Anfíbios	Nulo	1	142.197499654593	23.6640351950617	7.15204812544337e-06	-70.015416493963	1
Anfíbios	Nulo	1	142.197499654593	0	0.599134955946049	-70.015416493963	0.599134955946049
Anfíbios	Declividade 1000m	2	144.248027988488	2.05052833389482	0.214910724685143	-69.8631444290264	0.814045680631192
Anfíbios	Declividade 200m	2	144.537471306714	2.33997165212091	0.185954319368808	-70.0078660881394	1
Anfíbios	Recursos hídricos 1000m	2	126.314166739867	0	0.999526486387188	-60.8962138047163	0.999526486387188
Anfíbios	Nulo	1	142.197499654593	15.8833329147254	0.000355444981959491	-70.015416493963	0.999881931369147
Anfíbios	Recursos hídricos 200m	2	144.401708458706	18.0875417188382	0.000118068630852911	-69.9399846641354	1
Anfíbios	Nulo	1	142.197499654593	0	0.468268455723282	-70.015416493963	0.468268455723282

Anfíbios	Floresta 1000m	2	142.667908836018	0.47040918142568	0.370123659285471	-69.0730848527918	0.838392115008752
Anfíbios	Floresta 200m	2	144.325237287872	2.12773763327939	0.161607884991248	-69.9017490787187	1
Anfíbios	Nulo	1	142.197499654593	0	0.554613236973524	-70.015416493963	0.554613236973524
Anfíbios	Campo alagado 1000m	2	142.63615558542	0.438655930827565	0.445386763026476	-69.0572082274927	1
Anfíbios	Agricultura e pastagem 200m	2	128.918525010447	0	0.995536358532937	-62.1983929400061	0.995536358532937
Anfíbios	Agricultura e pastagem 1000m	2	140.422817310963	11.504292300516	0.00316178106019583	-67.9505390902641	0.998698139593133
Anfíbios	Nulo	1	142.197499654593	13.2789746441456	0.0013018604068667	-70.015416493963	1
Aves	Área urbanizada						
Aves	Declividade 200m	2	69.755266745285	0	0.388656203240392	-32.5919190869282	0.388656203240392
Aves	Declividade 1000m	2	70.0225017437237	0.26723499843871	0.340044896466577	-32.7255365861476	0.728701099706969
Aves	Nulo	1	70.4742147260018	0.718947980716862	0.271298900293031	-34.1461982720918	1
Aves	Nulo	1	70.4742147260018	0	0.516270280663436	-34.1461982720918	0.516270280663436
Aves	Recursos hídricos 1000m	2	71.9347082167582	1.46049349075632	0.248733908053407	-33.6816398226648	0.765004188716843
Aves	Recursos hídricos 200m	2	72.0483402028486	1.57412547684679	0.234995811283157	-33.73845581571	1
Aves	Floresta 1000m	2	70.1507367208173	0	0.473770709128121	-32.7896540746944	0.473770709128121
Aves	Nulo	1	70.4742147260018	0.323478005184569	0.403019305815304	-34.1461982720918	0.876790014943425
Aves	Floresta 200m	2	72.8444034673934	2.69366674657613	0.123209985056575	-34.1364874479824	1
Aves	Nulo	1	70.4742147260018	0	0.394624916499088	-34.1461982720918	0.394624916499088
Aves	Campo alagado 200m	2	70.6507253321406	0.176510606138748	0.361289809337442	-33.039648380356	0.75591472583653
Aves	Campo alagado 1000m	2	71.4350508995383	0.96083617353645	0.24408527416347	-33.4318111640549	1
Aves	Nulo	1	70.4742147260018	0	0.591861208969643	-34.1461982720918	0.591861208969643

Aves	Agricultura e pastagem 200m	2	72.5024454643559	2.02823073835405	0.214681770388236	-33.9655084464637	0.806542979357879
Aves	Agricultura e pastagem 1000m	2	72.7106483076732	2.23643358167135	0.193457020642121	-34.0696098681223	1
Mamíferos	Nulo	1	44.1993285140042	0	0.649983435493364	-20.956807114145	0.649983435493364
Mamíferos	Declividade 200m	2	46.8235556714905	2.62422715748633	0.175008282253318	-20.9502393742068	0.824991717746682
Mamíferos	Declividade 1000m	2	46.8235556714905	2.62422715748633	0.175008282253318	-20.9502393742068	1
Mamíferos	Nulo	1	44.1993285140042	0	0.58097492956935	-20.956807114145	0.58097492956935
Mamíferos	Recursos hídricos 1000m	2	45.7797730762205	1.58044456221629	0.263613845084059	-20.4283480765718	0.844588774653409
Mamíferos	Recursos hídricos 200m	2	46.8365943838754	2.63726586987119	0.155411225346591	-20.9567587303992	1
Mamíferos	Nulo	1	44.1993285140042	0	0.391062057412735	-20.956807114145	0.391062057412735
Mamíferos	Floresta 1000m	2	44.4500019196378	0.250673405633634	0.344994874081187	-19.7634624982805	0.736056931493922
Mamíferos	Floresta 200m	2	44.9855941774236	0.7862656634194	0.263943068506078	-20.0312586271733	1
Mamíferos	Nulo	1	44.1993285140042	0	0.439766990341221	-20.956807114145	0.439766990341221
Mamíferos	Campo alagado 200m	1	44.1993285140042	0	0.439766990341221	-20.956807114145	0.879533980682442
Mamíferos	Campo alagado 1000m	2	46.7890831208809	2.58975460687667	0.120466019317558	-20.933003098902	1
Mamíferos	Nulo	1	44.1993285140042	0	0.536155353333483	-20.956807114145	0.536155353333483
Mamíferos	Agricultura e pastagem 200m	2	45.7790478587884	1.57971934478419	0.243365465070689	-20.4279854678557	0.779520818404171
Mamíferos	Agricultura e pastagem 1000m	2	45.9765698769769	1.7772413629727	0.220479181595829	-20.52674647695	1

** Algumas escalas de atributos da paisagem foram removidas das análises devido à grande quantidade de segmentos selecionadas que não possuíam o atributo desejado dentro do buffer. Foram elas: área urbanizada 200m para o grupo alvo arborícolas; área urbanizada 200 e 1000m para o grupo alvo aves e campo alagado 200m para os grupos alvo terrestres e anfíbios.*

Tabela 5 – Seleção de modelos para taxas de atropelamentos de vertebrados na rodovia BA-001 (Trecho SERIOS), região sul do estado da Bahia, Brasil. São exibidos o número de parâmetros do modelo (K), os resultados do critério de informação de Akaike corrigido (AICc), a diferença em AICc entre o modelo considerado e o modelo com AICc mínimo ($\Delta AICc$), o peso do modelo (w), o log de probabilidade (logLik) e a soma dos pesos de AICc (Cum. w). As variáveis selecionadas para o modelo global estão destacadas e negrito. As variáveis correlacionadas estão sinalizadas com por um asterisco (*).

TRECHO SERIOS							
Grupo	Métrica Selecionada	K	AICc	$\Delta AICc$	w	logLik	Cum. w
Todos	Nulo	1	97.3591614946159	0	0.394285903443211	-47.5843426520698	0.394285903443211
Todos	Área urbanizada 200m	2	97.5242068458302	0.165045351214332	0.363054737096275	-46.4621034229151	0.757340640539487
Todos	Área urbanizada 1000m	2	98.3299967794981	0.970835284882227	0.242659359460513	-46.8649983897491	1
Todos	Nulo	1	97.3591614946159	0	0.535070138816402	-47.5843426520698	0.535070138816402
Todos	Declividade 1000m	2	98.8865377913613	1.52737629674546	0.24931313845426	-47.1432688956807	0.784383277270663
Todos	Declividade 200m	2	99.1769523729916	1.81779087837575	0.215616722729337	-47.2884761864958	1
Todos	Recursos hídricos 1000m	2	86.6767478609828	0	0.989328150988308	-41.0383739304914	0.989328150988308
Todos	Recursos hídricos 200m	2	96.9097799447355	10.2330320837526	0.00593288162734873	-46.1548899723677	0.995261032615657
Todos	Nulo	1	97.3591614946159	10.682413633633	0.0047389673843433	-47.5843426520698	1
Todos	Floresta 1000m	2	92.0118940606182	0	0.916474280258414	-43.7059470303091	0.916474280258414
Todos	Nulo	1	97.3591614946159	5.34726743399769	0.0632376775247843	-47.5843426520698	0.979711957783199
Todos	Floresta 200m	2	99.6328987501294	7.62100468951121	0.0202880422168012	-47.5164493750647	1
Todos	Nulo	1	97.3591614946159	0	0.429951427960376	-47.5843426520698	0.429951427960376
Todos	Campo alagado 200m	1	97.3591614946159	0	0.429951427960376	-47.5843426520698	0.859902855920751
Todos	Campo alagado 1000m	2	99.6018338462435	2.24267235162758	0.140097144079249	-47.5009169231217	1
Arborícolas	Área urbanizada 1000m *	2	38.2942430746458	0	0.570515036477471	-16.4804548706562	0.570515036477471
Arborícolas	Área urbanizada 200m *	2	39.7813062197852	1.48706314513943	0.271241061970311	-17.223986443226	0.841756098447783

Arborícolas	Nulo	1	40.8590470789119	2.56480400426613	0.158243901552218	-19.229523539456	1
Arborícolas	Nulo	1	40.8590470789119	0	0.492270949277244	-19.229523539456	0.492270949277244
Arborícolas	Declividade 1000m	2	41.5263382752082	0.66729119629629	0.352617421235755	-18.0965024709374	0.844888370512999
Arborícolas	Declividade 200m	2	43.1688155326618	2.30976845374986	0.155111629487001	-18.9177410996642	1
Arborícolas	Recursos hídricos 1000m	2	37.3396671174908	0	0.743938896232551	-16.0031668920787	0.743938896232551
Arborícolas	Nulo	1	40.8590470789119	3.51937996142111	0.128030551883724	-19.229523539456	0.871969448116276
Arborícolas	Recursos hídricos 200m	1	40.8590470789119	3.51937996142111	0.128030551883724	-19.229523539456	1
Arborícolas	Floresta 200m	2	29.2027120014164	0	0.929644436159925	-11.9346893340415	0.929644436159925
Arborícolas	Floresta 1000m	2	34.4445328196031	5.24182081818677	0.0676191872097077	-14.5555997431349	0.997263623369633
Arborícolas	Nulo	1	40.8590470789119	11.6563350774956	0.00273637663036693	-19.229523539456	1
Arborícolas	Nulo	1	40.8590470789119	0	0.448192480227642	-19.229523539456	0.448192480227642
Arborícolas	Campo alagado 200m	1	40.8590470789119	0	0.448192480227642	-19.229523539456	0.896384960455284
Arborícolas	Campo alagado 1000m	2	43.7881276686521	2.9290805897402	0.103615039544716	-19.2273971676594	1
Arborícolas	Agricultura e pastagem 1000m	2	40.1953321001139	0	0.401943396037797	-17.4309993833903	0.401943396037797
Arborícolas	Agricultura e pastagem 200m	2	40.7172230456046	0.521890945490675	0.309626211340193	-17.6919448561356	0.71156960737799
Arborícolas	Nulo	1	40.8590470789119	0.663714978798033	0.28843039262201	-19.229523539456	1
Terrestres	Nulo	1	63.6982726288464	0	0.640551177399005	-30.7241363144232	0.640551177399005
Terrestres	Área urbanizada 1000m	2	66.2339443142584	2.53567168541203	0.180276751361787	-30.7169721571292	0.820827928760792
Terrestres	Área urbanizada 200m	2	66.2462373977909	2.54796476894456	0.179172071239208	-30.7231186988955	1
Terrestres	Nulo	1	63.6982726288464	0	0.435370981004839	-30.7241363144232	0.435370981004839
Terrestres	Declividade 200m	2	63.7029569269538	0.00468429810743487	0.43435247049098	-29.4514784634769	0.869723451495819

Terrestres	Declividade 1000m	2	66.1113506496088	2.41307802076236	0.130276548504181	-30.6556753248044	1
Terrestres	Nulo	1	63.6982726288464	0	0.388545537428247	-30.7241363144232	0.388545537428247
Terrestres	Recursos hídricos 200m	1	63.6982726288464	0	0.388545537428247	-30.7241363144232	0.777091074856493
Terrestres	Recursos hídricos 1000m	2	64.8095668204172	1.11129419157079	0.222908925143507	-30.0047834102086	1
Terrestres	Nulo	1	63.6982726288464	0	0.611496616575725	-30.7241363144232	0.611496616575725
Terrestres	Floresta 1000m	2	65.8450423135687	2.14676968472231	0.209039782294768	-30.5225211567844	0.820536398870493
Terrestres	Floresta 200m	2	66.1501466568012	2.45187402795484	0.179463601129507	-30.6750733284006	1
Terrestres	Campo alagado 1000m	2	62.4659000376618	0	0.480769269753601	-28.8329500188309	0.480769269753601
Terrestres	Nulo	1	63.6982726288464	1.23237259118464	0.259615365123199	-30.7241363144232	0.740384634876801
Terrestres	Campo alagado 200m	1	63.6982726288464	1.23237259118464	0.259615365123199	-30.7241363144232	1
Terrestres	Nulo	1	63.6982726288464	0	0.5772743237861	-30.7241363144232	0.5772743237861
Terrestres	Agricultura e pastagem 1000m	2	65.5618752776549	1.86360264880853	0.227355815692605	-30.3809376388275	0.804630139478705
Terrestres	Agricultura e pastagem 200m	2	65.8651188328779	2.16684620403152	0.195369860521295	-30.532559416439	1
Anfíbios	Nulo	1	46.1912317555901	0	0.632431813560361	-21.9289492111284	0.632431813560361
Anfíbios	Área urbanizada 200m	2	48.4663263439982	2.27509458840813	0.202760426269786	-21.6877086265446	0.835192239830146
Anfíbios	Área urbanizada 1000m	2	48.8808171663234	2.68958541073327	0.164807760169854	-21.8949540377071	1
Anfíbios	Nulo	1	46.1912317555901	0	0.549645338619538	-21.9289492111284	0.549645338619538
Anfíbios	Declividade 1000m	2	47.7747297186121	1.58349796302196	0.249017767625316	-21.3419103138515	0.798663106244854
Anfíbios	Declividade 200m	2	48.1998190316507	2.0085872760606	0.201336893755146	-21.5544549703708	1
Anfíbios	Recursos hídricos 1000m	2	45.1830694797237	0	0.452873786791156	-20.0460801944073	0.452873786791156
Anfíbios	Nulo	1	46.1912317555901	1.00816227586643	0.273563106604422	-21.9289492111284	0.726436893395578

Anfíbios	Recursos hídricos 200m	1	46.1912317555901	1.00816227586643	0.273563106604422	-21.9289492111284	1
Anfíbios	Floresta 200m	2	38.8715436138424	0	0.809959687254454	-16.8903172614667	0.809959687254454
Anfíbios	Floresta 1000m	2	42.0034115597022	3.13186794585972	0.169194764610732	-18.4562512343965	0.979154451865186
Anfíbios	Nulo	1	46.1912317555901	7.31968814174764	0.0208455481348141	-21.9289492111284	1
Anfíbios	Nulo	1	46.1912317555901	0	0.444004370495209	-21.9289492111284	0.444004370495209
Anfíbios	Campo alagado 200m	1	46.1912317555901	0	0.444004370495209	-21.9289492111284	0.888008740990418
Anfíbios	Campo alagado 1000m	2	48.9460589198887	2.7548271642986	0.111991259009582	-21.9275749144898	1
Anfíbios	Agricultura e pastagem 1000m	2	36.6097195388592	0	0.92029628291077	-15.759405223975	0.92029628291077
Anfíbios	Agricultura e pastagem 200m	2	41.7041244413391	5.09440490247997	0.0720595754438649	-18.306607675215	0.992355858354635
Anfíbios	Nulo	1	46.1912317555901	9.58151221673091	0.00764414164536509	-21.9289492111284	1
Aves	Área urbanizada 200m *	2	41.889545898663	0	0.602692845934282	-18.51620152076	0.602692845934282
Aves	Área urbanizada 1000m *	2	43.8784059769974	1.98886007833443	0.222956715388601	-19.5106315599273	0.825649561322883
Aves	Nulo	1	44.370226701064	2.48068080240105	0.174350438677117	-21.0517800171987	1
Aves	Nulo	1	44.370226701064	0	0.526475654293098	-21.0517800171987	0.526475654293098
Aves	Declividade 1000m	2	45.7584951014255	1.38826840036149	0.262978134428206	-20.4506761221413	0.789453788721304
Aves	Declividade 200m	2	46.2032265606676	1.8329998596036	0.210546211278696	-20.6730418517624	1
Aves	Nulo	1	44.370226701064	0	0.438689187797223	-21.0517800171987	0.438689187797223
Aves	Recursos hídricos 200m	1	44.370226701064	0	0.438689187797223	-21.0517800171987	0.877378375594445
Aves	Recursos hídricos 1000m	2	46.9196022453428	2.54937554427878	0.122621624405555	-21.0312296941	1
Aves	Floresta 200m	2	41.034174270054	0	0.787140903931429	-18.0885157064556	0.787140903931429
Aves	Nulo	1	44.370226701064	3.33605243101002	0.148469723631937	-21.0517800171987	0.935610627563366

Aves	Floresta 1000m	2	46.0410916230106	5.00691735295661	0.0643893724366341	-20.5919743829339	1
Aves	Campo alagado 1000m	2	43.7064612400813	0	0.465178248788743	-19.4246591914692	0.465178248788743
Aves	Nulo	1	44.370226701064	0.663765460982667	0.333798638480749	-21.0517800171987	0.798976887269492
Aves	Campo alagado 200m	2	45.3844627854933	1.67800154541202	0.201023112730508	-20.2636599641752	1
Aves	Agricultura e pastagem 1000m	2	44.1152693923261	0	0.46347173747515	-19.6290632675916	0.46347173747515
Aves	Nulo	1	44.370226701064	0.254957308737872	0.407999827845472	-21.0517800171987	0.871471565320622
Aves	Agricultura e pastagem 200m	2	46.680459883162	2.56519049083587	0.128528434679378	-20.9116585130096	1
Répteis	Nulo	1	44.1407778145024	0	0.357305967108545	-20.916542753405	0.357305967108545
Répteis	Declividade 1000m	1	44.1407778145024	0	0.357305967108545	-20.916542753405	0.71461193421709
Répteis	Declividade 200m	2	44.590262968571	0.449485154068611	0.28538806578291	-19.7951314842855	1
Répteis	Nulo	1	44.1407778145024	0	0.374640937605073	-20.916542753405	0.374640937605073
Répteis	Recursos hídricos 200m	1	44.1407778145024	0	0.374640937605073	-20.916542753405	0.749281875210145
Répteis	Recursos hídricos 1000m	2	44.9440553510532	0.803277536550759	0.250718124789855	-19.9720276755266	1
Répteis	Nulo	1	44.1407778145024	0	0.591881334464745	-20.916542753405	0.591881334464745
Répteis	Floresta 200m	2	46.1848470767289	2.0440692622265	0.212995605733823	-20.5924235383645	0.804876940198568
Répteis	Floresta 1000m	2	46.3601292761591	2.21935146165673	0.195123059801432	-20.6800646380796	1
Répteis	Nulo	1	44.1407778145024	0	0.457457508088224	-20.916542753405	0.457457508088224
Répteis	Campo alagado 200m	2	44.9012851663559	0.760507351853512	0.31275818684901	-19.950642583178	0.770215694937234
Répteis	Campo alagado 1000m	2	45.5178636886454	1.37708587414303	0.229784305062766	-20.2589318443227	1
Répteis	Nulo	1	44.1407778145024	0	0.620801998987435	-20.916542753405	0.620801998987435
Répteis	Agricultura e pastagem 1000m	2	46.3566376867142	2.21585987221179	0.205014816631197	-20.6783188433571	0.825816815618633

Répteis	Agricultura e pastagem 200m	2	46.6825871338123	2.54180931930995	0.174183184381367	-20.8412935669062	1
---------	-----------------------------	---	------------------	------------------	-------------------	-------------------	---

Tabela 6 – Seleção de modelos para taxas de atropelamentos de vertebrados na rodovia BA-001 (Trecho SERITACA), região sul do estado da Bahia, Brasil. São exibidos o número de parâmetros do modelo (K), os resultados do critério de informação de Akaike corrigido (AICc), a diferença em AICc entre o modelo considerado e o modelo com AICc mínimo ($\Delta AICc$), o peso do modelo (w), o log de probabilidade (logLik) e a soma dos pesos de AICc (Cum. w). As variáveis selecionadas para o modelo global estão destacadas e negrito. As variáveis correlacionadas estão sinalizadas com por um asterisco (*).

TRECHO SERITACA

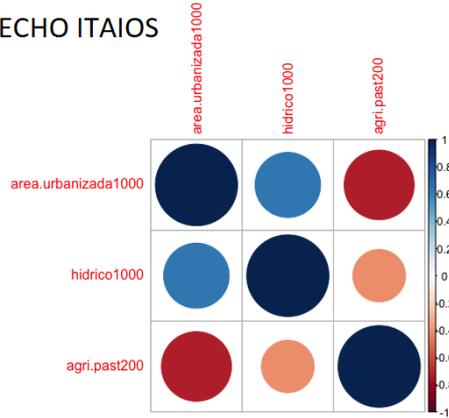
Grupo	Métrica Selecionada	K	AICc	$\Delta AICc$	w	logLik	Cum. w
Todas as espécies	Área urbanizada 400m	2	56.532846957364	0	0.407721436409487	-25.766423478682	0.407721436409487
Todas as espécies	Área urbanizada 1000m	2	56.532846957364	0	0.407721436409487	-25.766423478682	0.815442872818974
Todas as espécies	Nulo	1	58.1180972360668	1.58525027870284	0.184557127181026	-27.9052024641872	1
Todas as espécies	Nulo	1	58.1180972360668	0	0.653323739658591	-27.9052024641872	0.653323739658591
Todas as espécies	Declividade 1000m	2	60.7338977954609	2.61580055939408	0.176650375514209	-27.8669488977304	0.8299741151728
Todas as espécies	Declividade 400m	2	60.8103414162745	2.69224418020774	0.1700258848272	-27.9051707081373	1
Todas as espécies	Nulo	1	58.1180972360668	0	0.572694257100806	-27.9052024641872	0.572694257100806
Todas as espécies	Recursos hídricos 400m	2	60.0900960153027	1.97199877923593	0.213652871449597	-27.5450480076514	0.786347128550403
Todas as espécies	Recursos hídricos 1000m	2	60.0900960153027	1.97199877923593	0.213652871449597	-27.5450480076514	1
Todas as espécies	Nulo	1	58.1180972360668	0	0.431633764792093	-27.9052024641872	0.431633764792093
Todas as espécies	Floresta 400m	2	58.4617460203551	0.343648784288249	0.363490466568365	-26.7308730101775	0.795124231360458
Todas as espécies	Floresta 1000m	2	59.6084445824587	1.49034734639189	0.204875768639542	-27.3042222912293	1
Todas as espécies	Nulo	1	58.1180972360668	0	0.599225774270918	-27.9052024641872	0.599225774270918
Todas as espécies	Agricultura e pastagem 1000m	2	60.2788015711488	2.16070433508199	0.203422740291371	-27.6394007855744	0.802648514562289
Todas as espécies	Agricultura e pastagem 400m	2	60.3394014695627	2.22130423349592	0.197351485437711	-27.6697007347814	1

Arborícolas	Nulo	1	43.3542352026217	0	0.439325326072872	-20.5232714474647	0.439325326072872
Arborícolas	Área urbanizada 400m	2	44.2527282974491	0.898493094827423	0.280337336963564	-19.6263641487246	0.719662663036437
Arborícolas	Área urbanizada 1000m	2	44.2527282974491	0.89849309482743	0.280337336963563	-19.6263641487246	1
Arborícolas	Declividade 1000m *	2	39.6359245030573	0	0.614569176858398	-17.3179622515286	0.614569176858398
Arborícolas	Declividade 400m *	2	41.1402249530464	1.50430044998912	0.28967837966163	-18.0701124765232	0.904247556520028
Arborícolas	Nulo	1	43.3542352026217	3.71831069956442	0.0957524434799719	-20.5232714474647	1
Arborícolas	Nulo	1	43.3542352026217	0	0.441893851678408	-20.5232714474647	0.441893851678408
Arborícolas	Recursos hídricos 400m	1	43.3542352026217	0	0.441893851678408	-20.5232714474647	0.883787703356815
Arborícolas	Recursos hídricos 1000m	2	46.0255372761261	2.67130207350439	0.116212296643185	-20.512768638063	1
Arborícolas	Floresta 400m	2	38.3211414209316	0	0.793427135660891	-16.6605707104658	0.793427135660891
Arborícolas	Floresta 1000m	2	41.7549955081054	3.43385408717381	0.142513205508323	-18.3774977540527	0.935940341169214
Arborícolas	Nulo	1	43.3542352026217	5.03309378169011	0.0640596588307862	-20.5232714474647	1
Arborícolas	Nulo	1	43.3542352026217	0	0.439325326072872	-20.5232714474647	0.439325326072872
Arborícolas	Campo alagado 400m	2	44.2527282974491	0.898493094827423	0.280337336963564	-19.6263641487246	0.719662663036436
Arborícolas	Campo alagado 1000m	2	44.2527282974491	0.898493094827423	0.280337336963564	-19.6263641487246	1
Arborícolas	Agricultura e pastagem 400m	2	40.2126329295901	0	0.706745598729446	-17.6063164647951	0.706745598729446
Arborícolas	Nulo	1	43.3542352026217	3.1416022730316	0.146917269018883	-20.5232714474647	0.853662867748329
Arborícolas	Agricultura e pastagem 1000m	2	43.3621482981661	3.14951536857595	0.146337132251671	-19.181074149083	1
Anfíbios	Nulo	1	50.4274541231421	0	0.3579735238263	-24.0319088797529	0.3579735238263
Anfíbios	Área urbanizada 600m	2	50.5832119646258	0.155757841483648	0.331152868500141	-22.6916059823129	0.689126392326441
Anfíbios	Área urbanizada 1000m	2	50.7095993321299	0.282145208987735	0.310873607673559	-22.7547996660649	1

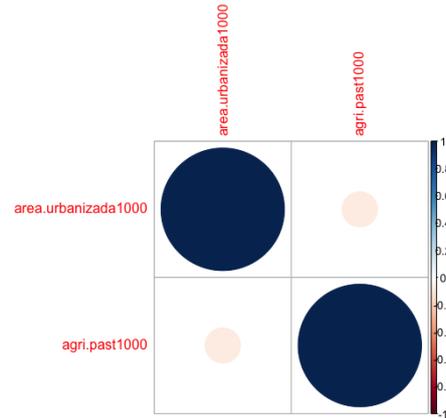
Anfíbios	Declividade 1000m	2	49.7629109319496	0	0.452962171616287	-22.2814554659748	0.452962171616287
Anfíbios	Nulo	1	50.4274541231421	0.664543191192536	0.324906360746218	-24.0319088797529	0.777868532362505
Anfíbios	Declividade 600m	2	51.1879893568936	1.42507842494398	0.222131467637495	-22.9939946784468	1
Anfíbios	Nulo	1	50.4274541231421	0	0.400315711127257	-24.0319088797529	0.400315711127257
Anfíbios	Recursos hídricos 600m	1	50.4274541231421	0	0.400315711127257	-24.0319088797529	0.800631422254514
Anfíbios	Recursos hídricos 1000m	2	51.8216506281916	1.39419650504952	0.199368577745486	-23.3108253140958	1
Anfíbios	Floresta 1000m *	2	44.6258725103127	0	0.626926631404439	-19.7129362551563	0.626926631404439
Anfíbios	Floresta 600m *	2	45.8578623949165	1.23198988460383	0.338605115093176	-20.3289311974583	0.965531746497615
Anfíbios	Nulo	1	50.4274541231421	5.80158161282944	0.0344682535023848	-24.0319088797529	1
Anfíbios	Campo alagado 600m	2	50.2221949290918	0	0.344535184436482	-22.5110974645459	0.344535184436482
Anfíbios	Campo alagado 1000m	2	50.2221949290918	0	0.344535184436482	-22.5110974645459	0.689070368872964
Anfíbios	Nulo	1	50.4274541231421	0.205259194050285	0.310929631127036	-24.0319088797529	1
Anfíbios	Agricultura e pastagem 600m	2	42.947451826282	0	0.782387620484216	-18.873725913141	0.782387620484216
Anfíbios	Agricultura e pastagem 1000m	2	45.6852665606451	2.73781473436307	0.199027484633609	-20.2426332803226	0.981415105117825
Anfíbios	Nulo	1	50.4274541231421	7.48000229686009	0.0185848948821745	-24.0319088797529	1
Mamíferos	Nulo	1	28.8099825834123	0	0.6160343817443	-13.2383246250395	0.6160343817443
Mamíferos	Área urbanizada 500m	2	31.1417764719507	2.3317938885383	0.19198280912785	-13.0254336905208	0.80801719087215
Mamíferos	Área urbanizada 1000m	2	31.1417764719507	2.3317938885383	0.19198280912785	-13.0254336905208	1
Mamíferos	Declividade 500m	2	25.8934522564118	0	0.727138225224143	-10.4012715827514	0.727138225224143
Mamíferos	Nulo	1	28.8099825834123	2.91653032700055	0.169161085053008	-13.2383246250395	0.896299310277151
Mamíferos	Declividade 1000m	2	29.7886679045987	3.89521564818686	0.103700689722849	-12.3488794068448	1

Mamíferos	Floresta 1000m	2	28.4127324831986	0	0.478015718445413	-11.6609116961447	0.478015718445413
Mamíferos	Nulo	1	28.8099825834123	0.397250100213785	0.391904648124333	-13.2383246250395	0.869920366569745
Mamíferos	Floresta 500m	2	31.0157260591293	2.60299357593076	0.130079633430255	-12.9624084841101	1

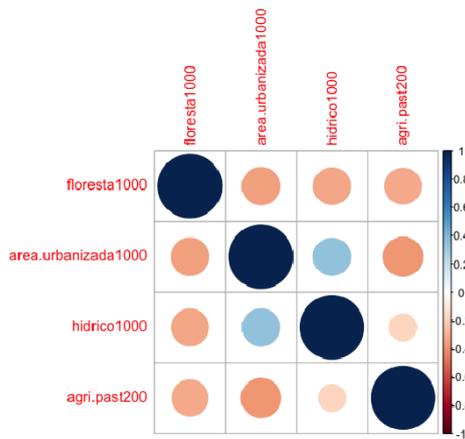
TRECHO ITAIOS



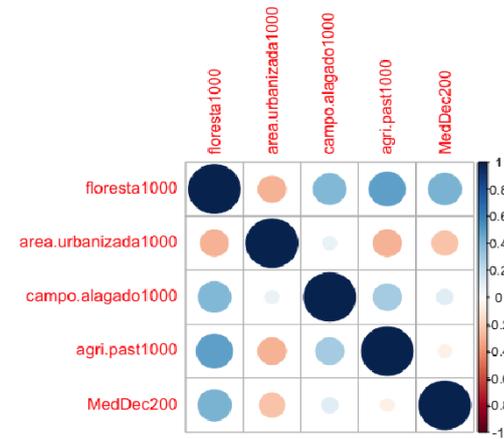
ANFÍBIOS



ARBORÍCOLAS



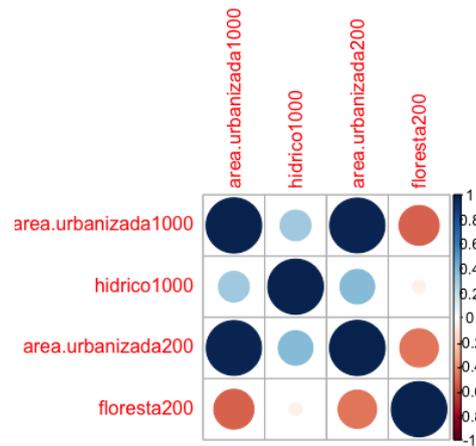
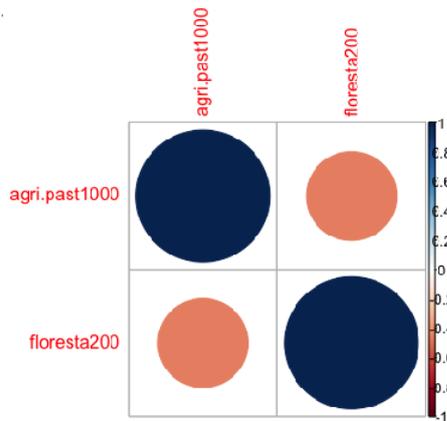
TERRESTRES



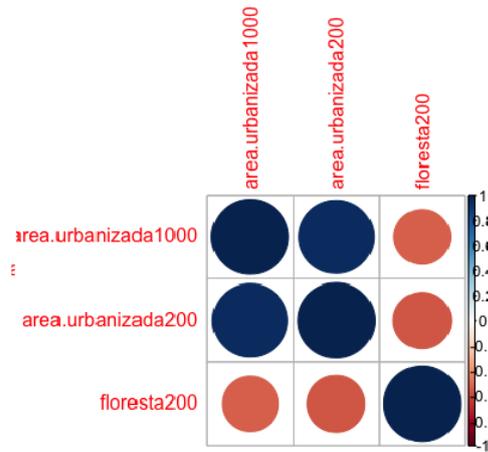
TODOS

Figura 11 – Resultados das correlações entre as variáveis predictoras incluídas na seleção de modelos lineares generalizados – GLMs para cada um dos grupos alvo que apresentaram agregações significativas de atropelamentos no trecho ITAIOS. Valores acima de +/- 0,7 indicam correlação entre as variáveis.

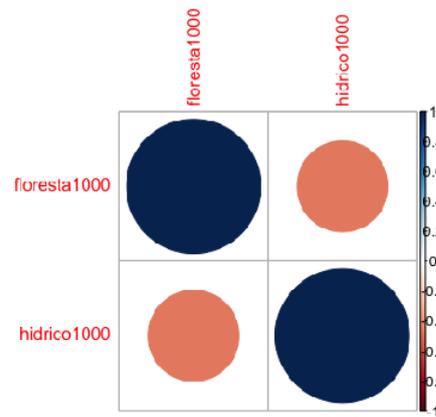
TRECHO SERIOS



ANFÍBIOS



ARBORÍCOLAS



AVES

TODOS

Figura 12 – Resultados das correlações entre as variáveis predictoras incluídas na seleção de modelos lineares generalizados – GLMs para cada um dos grupos alvo que apresentaram agregações significativas de atropelamentos no trecho SERIOS. Valores acima de +/- 0,7 indicam correlação entre as variáveis.

TRECHO SERITACA

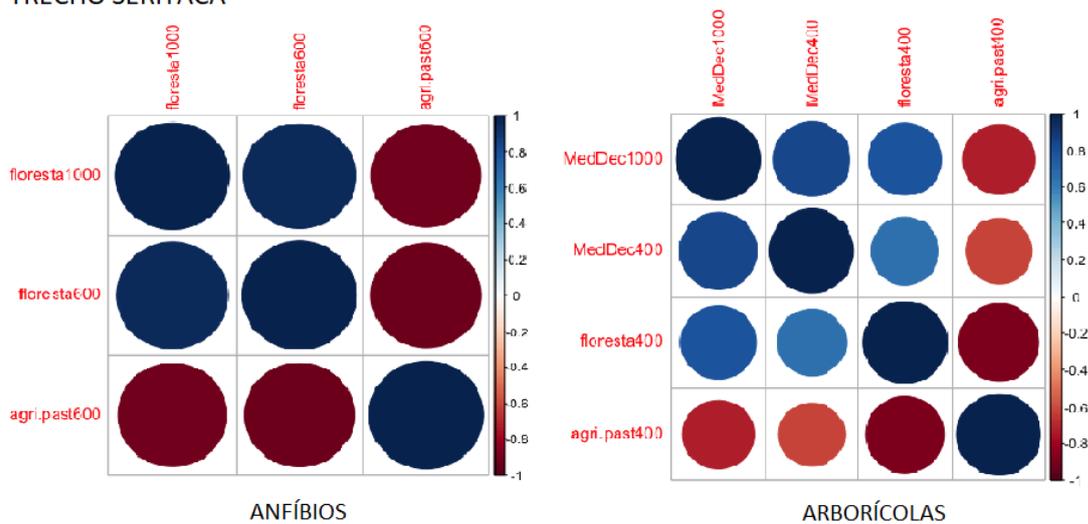


Figura 13 – Resultados das correlações entre as variáveis predictoras incluídas na seleção de modelos lineares generalizados – GLMs para cada um dos grupos alvo que apresentaram agregações significativas de atropelamentos no trecho SERITACA. Valores acima de +/- 0,7 indicam correlação entre as variáveis.

Modelo global trecho ITAIOS

Grupo-alvo: todos

Atropelamentos ~ floresta 1000m + área urbanizada 1000m + campo alagado 1000m + agricultura e pastagem 1000m + declividade 200m

Tabela 7 – Resumo do modelo global para o grupo-alvo todos no trecho ITAIOS. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (*** <0,001, ** <0,01, * <0,05).

	Estimativa	Erro padrão	P valor
Intercepto	1.17261	0.11458	< 2e-16 ***
Floresta 1000m	-0.07271	0.08013	0.364182
Área urbanizada 1000m	-0.57070	0.18410	0.001935 **
Campo alagado 1000m	0.10067	0.04480	0.024631 *
Agricultura e pastagem 1000m	0.30713	0.08346	0.000233 ***
Declividade 200m	0.13634	0.09294	0.142372

Grupo-alvo: arborícolas

Atropelamentos ~ área urbanizada 1000m + agricultura e pastagem 1000m

Tabela 8 – Resumo do modelo global para o grupo-alvo arborícolas no trecho ITAIOS. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (*** <0,001, ** <0,01, * <0,05).

	Estimativa	Erro padrão	P valor
Intercepto	-0.4089	0.3728	0.2728
Área urbanizada 1000m	-0.6667	0.4395	0.1293
Agricultura e pastagem 1000m	0.5844	0.2561	0.0225 *

Grupo-alvo: terrestres

Atropelamentos ~ floresta 100m + área urbanizada 1000m + recursos hídricos 1000m + agricultura e pastagem 200m

Tabela 9 – Resumo do modelo global para o grupo-alvo terrestres no trecho ITAIOS. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (*** <0,001, ** <0,01, * <0,05).

	Estimativa	Erro padrão	P valor
Intercepto	1.61762	0.38812	3.08e-05 ***
Floresta 1000m	0.30951	0.15325	0.0434 *
Área urbanizada 1000m	-0.65600	0.37798	0.0826
Recursos hídricos 1000m	-0.01343	0.10648	0.8997
Agricultura e pastagem 200m	1.29152	0.64689	0.0459 *

Grupo-alvo: anfíbios

Atropelamentos ~ área urbanizada 1000m + recursos hídricos 1000m + agricultura e pastagem 200m

Tabela 10 – Resumo do modelo global para o grupo-alvo anfíbios no trecho ITAIOS. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (***) <0,001, ** <0,01, * <0,05).

	Estimativa	Erro padrão	P valor
Intercepto	1.4621	0.5275	0.00557 **
Área urbanizada 1000m	-0.9110	0.5095	0.07380
Recursos hídricos 1000m	-0.2412	0.1493	0.10617 0.26485
Agricultura e pastagem 200m	0.7210	0.6467	

Modelo global trecho SERIOS

Grupo-alvo: todos

Atropelamentos ~ floresta 100m + recursos hídricos 1000m

Tabela 11 – Resumo do modelo global para o grupo-alvo todos no trecho SERIOS. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (***) <0,001, ** <0,01, * <0,05).

	Estimativa	Erro padrão	P valor
Intercepto	0.7091	0.2199	0.00126 **
Floresta 1000m	0.2086	0.1580	0.18664
Recursos hídricos	-0.4483	0.1773	0.01144 *

Grupo-alvo: arborícolas

Atropelamentos ~ área urbanizada 100m + recursos hídricos 1000m + floresta 200m

Tabela 12 – Resumo do modelo global para o grupo-alvo arborícolas no trecho SERIOS. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (***) <0,001, ** <0,01, * <0,05).

	Estimativa	Erro padrão	P valor
Intercepto	2.137	2.132	0.31622
Área urbanizada 1000m	-1.988	3.969	0.61653
Recursos hídricos 1000m	-1.756	1.094	0.10833
Floresta 200m	4.893	1.862	0.00858 **

*Grupo-alvo: anfíbios**Atropelamentos ~ floresta 200m + agricultura e pastagem 1000m*

Tabela 13 – Resumo do modelo global para o grupo-alvo anfíbios no trecho SERIOS. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (**> <0,001, ** <0,01, * <0,05).

	Estimativa	Erro padrão	P valor
Intercepto	1.4733	0.8590	0.0863
Agricultura e pastagem 1000m	-0.9968	0.4919	0.0427 *
Floresta 200m	1.4517	1.3425	0.2796

*Grupo-alvo: aves**Atropelamentos ~ área urbanizada 100m + floresta 200m*

Tabela 14 – Resumo do modelo global para o grupo-alvo aves no trecho SERIOS. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (**> <0,001, ** <0,01, * <0,05).

	Estimativa	Erro padrão	P valor
Intercepto	-2.59483	1.50482	0.0846
Área urbanizada 1000m	0.09213	0.23868	0.6995
Floresta 200m	-3.23690	2.08803	0.1211

Modelo global trecho SERITACA*Grupo-alvo: arborícolas**Atropelamentos ~ declividade 100m + floresta 400m + agricultura e pastagem 400m*

Tabela 15 – Resumo do modelo global para arborícolas no trecho SERITACA. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (**> <0,001, ** <0,01, * <0,05).

	Estimativa	Erro padrão	P valor
Intercepto	7.1706	6.1133	0.241
Declividade 1000m	0.7007	0.5108	0.170
Agricultura e pastagem 400m	3.75632	3.8030	0.323
Floresta 400m	8.8343	6.4779	0.171

*Grupo-alvo: anfíbios**Atropelamentos ~ floresta 100m + agricultura e pastagem 600m*

Tabela 16 – Resumo do modelo global para o grupo-alvo anfíbios no trecho SERITACA. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (***) <0,001, ** <0,01, * <0,05).

	Estimativa	Erro padrão	P valor
Intercepto	-0.2265	0.4811	0.638
Floresta 1000m	-0.1014	0.8227	0.902
Agricultura e pastagem 600m	-1.1435	0.8692	0.188

Grupo-alvo: mamíferos

Atropelamentos ~ declividade 500m

Tabela 17 – Resumo do modelo global para o grupo-alvo mamíferos no trecho SERITACA. São exibidas as estimativas, o erro padrão associado e o P valor para os preditores incluídos no conjunto. Os asteriscos indicam o nível de significância para cada variável em uma confiabilidade de 95% (***) <0,001, ** <0,01, * <0,05).

	Estimativa	Erro padrão	P valor
Intercepto	-0.9267	0.4952	0.0613
Declividade 500m	1.2196	0.6107	0.0458 *

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este é o primeiro estudo de rodovias com monitoramento sistemático de vertebrados para a região sul do estado da Bahia. Apesar do monitoramento ter durado dois anos, o período das coletas coincidiu com o início da pandemia da COVID-19, o que pode ter influenciado nas amostragens realizadas, seja pela redução no volume de tráfego na malha viária, ou por algum outro fator desconhecido. Entretanto, isso possibilita que estudos futuros utilizem dos nossos resultados para análises comparativas das taxas de atropelamentos, dos locais de *hotspots* e dos fatores da paisagem que estariam associados aos locais com maior número de atropelamentos para cada grupo, além da possível aplicabilidade em trabalhos que visam a instalação e monitoramento de medidas mitigadoras. O entendimento dos padrões que levam a agregações de colisões entre veículos e a vida selvagem auxilia na implementação de medidas mais efetivas para reduzir os impactos das estradas. A variação dos fatores de influência em relação as escalas de paisagem demonstram a necessidade de estudos que abordem os níveis espaciais de forma sinérgica, possibilitando uma interpretação mais complexa dos direcionadores de mortes nas estradas. A disponibilidade e busca de recursos parece direcionar os movimentos dos animais pelo ambiente causando conflitos quando as estradas coincidem com esses deslocamentos.

Outro fator relevante é a alteração das características da estrada e da paisagem, com algumas mudanças em relação a infraestrutura viária que estão sendo implementadas em alguns dos trechos monitorados. A duplicação do trecho entre Ilhéus e Itabuna já está sendo finalizada, o que altera o regime de fluxo e de velocidade veicular na via, podendo influenciar na mortalidade de animais neste trecho, além disso, em paralelo a esta duplicação, está sendo construído outro trecho de rodovia ligando os mesmos municípios, mas na outra margem do rio, em paralelo a BR-415, gerando uma espécie de barreira entre os fragmentos florestais e o acesso ao leito do rio Cachoeira. Já o trecho entre Ilhéus e Serra Grande (distrito de Uruçuca) é a via que vai abranger um dos maiores complexos portuários do Brasil (Complexo Logístico e Intermodal Porto Sul), obra que já está em fase de implantação, irá ser um importante local de escoamento de carga para todo o estado da Bahia, sendo abastecido por uma ferrovia (que já está sendo implementada) e por veículos de carga, que até então não eram abundantes neste trecho. Esses fatores mostram a importância de estudos com ecologia de estradas na região e abre uma grande possibilidade de abordagens em relação aos impactos na biodiversidade.

