

Universidade Federal de Minas Gerais
Instituto de Geociências
Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais

Rubem Augusto da Paixão Dornas

**Estimativas e padrões temporais e espaciais de fatalidades de
sapos-cururu (*Rhinella gr. marina*) numa ferrovia da Amazônia
brasileira**

Belo Horizonte

2019

Rubem Augusto da Paixão Dornas

Estimativas e padrões temporais e espaciais de fatalidades de sapos-cururu (*Rhinella gr. marina*) numa ferrovia da Amazônia brasileira

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais.

Orientador: Rodrigo Affonso Albuquerque Nóbrega

Coorientadora: Fernanda Zimmermann Teixeira

Belo Horizonte
Instituto de Geociências
Universidade Federal de Minas Gerais

2019

D713e
2019

Dornas, Rubem Augusto da Paixão.

Estimativas e padrões temporais e espaciais de fatalidades de sapos-cururu (*Rhinella gr. marina*) numa ferrovia da Amazônia brasileira [manuscrito] / Rubem Augusto da Paixão Dornas. – 2019.

xii, 91 f., enc.: il. (principalmente color.)

Orientador: Rodrigo Affonso Albuquerque Nóbrega.

Coorientadora: Fernanda Zimmermann Teixeira.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Cartografia, 2019.

Bibliografia: f. 57-64.

1. Modelagem de dados – Aspectos ambientais – Teses. 2. Ecologia – Teses. 3. Anfíbio – Teses. 4. Estrada de Ferro Carajás (MA e PA) – Teses. I. Nóbrega, Rodrigo Affonso de Albuquerque. II. Teixeira, Fernanda Zimmermann. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Departamento de Cartografia. IV. Título.

CDU: 911.2:519.6



FOLHA DE APROVAÇÃO

Estimativas e padrões temporais e espaciais de fatalidades de sapos-cururu (Rhinella gr. marina) numa ferrovia da Amazônia brasileira

RUBEM AUGUSTO DA PAIXÃO DORNAS

Dissertação submetida à Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, como requisito para obtenção do grau de Mestre em ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS, área de concentração ANÁLISE E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS.

Aprovada em 26 de fevereiro de 2019, pela banca constituída pelos membros:

Prof. Rodrigo Affonso de Albuquerque Nobrega - Orientador
UFMG

Prof. Fernanda Zimmermann Teixeira
UFMG

Prof. Ubirajara de Oliveira
UFMG

Prof. Milton Cezar Ribeiro
UNESP - Rio Claro

Belo Horizonte, 26 de fevereiro de 2019.

Aos tão maltratados licenciamento ambiental e ciência brasileiros.

Agradecimentos

Agradeço por esses dois anos intensos, de muito aprendizado. Não tive a impressão, como alguns colegas, de que passou rápido. Talvez só os últimos dois meses... de resto, acho que foi um período muito bem vivido, no seu devido tempo.

Inicialmente, acredito que realizar o mestrado não teria sido possível sem a força da universidade pública. Agradeço a oportunidade ofertada pela Universidade Federal de Minas Gerais e por seu Instituto de Geociências, especialmente ao PPG-Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais. Falando no PPG-AMSA, é impossível desassociar os professores, secretárias e servidores, a quem agradeço. Agradeço igualmente o apoio da CAPES pela cessão da bolsa durante o mestrado.

Agradeço aos meus orientadores, peças essenciais para o desenvolvimento do estudo. Ao Rodrigo, primeiramente, por ter tratado, com muita elegância, dos percalços do caminho, sem que eles me deixassem abalar ou desmotivar. Também, e não menos importante, pelo acolhimento, compreensão e discussões, mesmo quando a ideia do mestrado ainda era um embrião. À Fernanda, por ser muito mais do que uma coorientadora, mas uma amiga no sentido pleno da palavra. Além de todos os ensinamentos, discussões e trabalho árduo, por suportar bombardeamentos de mensagens de WhatsApp e as minhas costumeiras lamúrias. Finalmente, ao Fernando, por, ainda que involuntariamente, ter despertado em mim a gana de querer provar que esse trabalho é cientificamente relevante, mesmo se tratando de um grupo de espécies muito comum como táxon de estudo.

Agradeço, de antemão, aos membros da banca, Ubirajara Oliveira e Miltinho Ribeiro pelo convite, disponibilidade e contribuições. Aos professores e pesquisadores que de alguma forma contribuíram para essa dissertação, seja nas discussões, qualificação ou nas disciplinas. Nominalmente, gostaria de agradecer à Camila Teixeira, Luis Fernando Marin da Fonte, Diego Macedo, Carlos Lobo e, novamente, ao Ubirajara Oliveira. Sou grato também pelas discussões com os professores Selvino Neckel, Paulo Garcia e Marcelo Vallinoto, decisivos para a determinação do táxon de estudo.

Obrigado aos colegas do PPG-AMSA pela parceria, pelas discussões e bolinhos, brigadeiros e pães para dar uma alegrada em momentos difíceis. Em especial àqueles frequentadores mais assíduos (ou não) da salinha: Nina, Erika, Max, Marlon, Trevor,

Luiza, Luiz, Júlio e Tiago. Também aos professores e colegas da Esalq/USP, que me proporcionaram um mês de imersão em discussão de ecologia de estradas, particularmente à Kátia Ferraz, Marcel Huijser, Fernanda Abra e Camys.

Meu muito obrigado também ao NERF, por naturalmente me integrarem ao time, ainda que sendo um membro geograficamente externo (por favor, não me xinguem!) ao Rio Grande do Sul! Nesse contexto, não dá pra deixar de citar nominalmente ao Sassá (Andreas), fonte inesgotável de ideias (nem sempre ortodoxas) e sempre aberto a discutir e ajudar. Também não posso esquecer do Djaka (Igor), pela sugestão do ODK Collect, por todas as conversas e pela fundamental participação nas análises iniciais do monitoramento de atropelamento de fauna da EFC e nem da Lari Lari, pela ajuda com os cálculos de taxa de remoção.

Aos companheiros da Amplo, fundamentais para a realização dessa pesquisa. Gostaria de agradecer aos inúmeros pesquisadores que foram a campo, se submeteram a andar sobre a linha férrea em situações de sol escaldante do Maranhão e do Pará, mas sempre buscando trabalhar com comprometimento. À Lúlis (Luziene) por ter sido meu braço direito durante o programa de monitoramento. Aos diretores (Luiz Cláudio, Émerson, Tiago, Samir, Jackson e Paulinho), não apenas por sempre terem confiado no meu trabalho, mas também por compreenderem a importância de se estar presente nos congressos e eventos científicos e incentivarem uma relação mais próxima com a academia. Nesse contexto, não posso deixar de fazer uma menção muito especial ao Samir, sempre com tempo disponível e empolgação para discutir, rabiscar e ensinar estatística (e tomar uma cerveja!).

À Vale, principalmente ao Max e ao Marconi, pelo apoio e auxílio à cessão dos dados, e por compreenderem a importância de se adotar um rigor metodológico adequado à pesquisa em ecologia de ferrovias. Não é qualquer um que compra (e vence!) a briga com o setor de segurança da Vale, ainda mais na improvável atividade de biólogos andarem sobre a ferrovia.

Aos Honestos & Sensatos, por todos os momentos de descontração, de amizade e de gestão de crises. Em especial, agradeço ao membro mais científico do grupo, Lino Augusto, por estar sempre disposto a contribuir de alguma forma, ainda que remotamente.

Ao Paul McCartney & Wings, por serem meus companheiros das madrugadas e por me fornecerem, ao mesmo tempo, distração e concentração.

Por fim, à minha família. Por compreender e incentivar uma mudança que consistia em sair da zona de conforto e ir em busca de um novo objetivo, ainda que à primeira vista pudesse parecer um retrocesso. À minha mãe, por querer e lutar sempre pelo meu bem-estar, acima de qualquer coisa. Ao meu pai, por despertar em mim o espírito científico e a avidez por aprender e se informar. À Ana Yoko, por me apoiar, me nortear, mas, acima de tudo, por abrir meus os olhos para enxergar, sempre que é preciso, por outro prisma.

Resumo

Infraestruturas de transporte são diretamente responsáveis pela morte de bilhões de animais anualmente em todo o mundo. Embora a compreensão sobre os impactos nas estradas tenha aumentado recentemente, o impacto das ferrovias sobre a vida selvagem tem recebido menos atenção. O conhecimento atual sobre os impactos das ferrovias concentra-se principalmente nos grandes mamíferos, embora os anfíbios possam ser afetados. Este estudo tem como objetivo revelar os padrões temporais e espaciais de fatalidades de sapos-cururu (*Rhinella* gr. *marina*) em uma ferrovia na Amazônia brasileira, compreender como esses animais morrem e estimar a magnitude das fatalidades. A coleta de dados foi realizada a pé em um trecho de 871 km da Estrada de Ferro Carajás entre os anos de 2013 e 2017. Diferentes potenciais causas de fatalidades foram identificadas: atropelamento, dessecação ou barotrauma. Estimou-se uma probabilidade surpreendentemente alta de persistência de carcaças, de cerca de 38 dias. Depois de corrigir o viés da detecção e remoção de carcaças, foi estimado que aproximadamente 10.000 sapos são mortos por ano (≈ 11 mortes/km/ano). Um modelo linear generalizado (GLM) indicou que os sapos são mais vulneráveis a mortalidade na transição da estação seca para a chuva e na estação chuvosa. Foram identificadas zonas críticas de fatalidades, as quais foram priorizadas de acordo com sua intensidade. Os segmentos altamente críticos abrangem mais de 10% de todas as fatalidades, embora cubram apenas 1,5% da ferrovia. Um modelo não estacionário de regressão geograficamente ponderada (GWR) apontou floresta e áreas urbanas como preditoras de fatalidades, apresentando relação positiva para maiores proporções de floresta e áreas urbanas, bem como da proximidade para áreas urbanas e relação negativa com a proximidade para floresta. O modelo preditivo gerado por validação cruzada apresentou moderada capacidade de predição, com baixa incidência de falso-positivos em locais de alta criticidade de fatalidades. Esse estudo é o primeiro a abordar a detecção e a persistência de carcaças em ferrovias e a elucidar padrões temporais e espaciais de fatalidade de uma espécie de anfíbio em clima tropical. Uma melhor compreensão dos padrões de fatalidade animal em ferrovias é de fundamental importância para planejar, gerenciar e mitigar esse impacto. O trabalho vai ao encontro das necessidades apontadas pela Comissão de Área de Ciências Ambientais da CAPES ao promover a investigação e a inserção social da pesquisa em regiões com alto índice de vulnerabilidade social, vulnerabilidade ambiental e isolamento geográfico.

Palavras-chave: ecologia de estradas; atropelamento; agregações; *hotspots*; *hot moments*; anfíbio; remoção de carcaças; detectabilidade; modelo; regressão geograficamente ponderada

Abstract

Transportation infrastructures are directly responsible for killing billions of animals worldwide annually. Although the understanding about road impacts have recently increased, the impact of railroads on wildlife has received less attention. The current knowledge concerning the impacts of railroads focuses mainly on large mammals although amphibians might be affected. This study aims to unravel temporal and spatial patterns of *Rhinella* toad fatalities on a Brazilian Amazonian railroad, to comprehend how toads are killed and to estimate the magnitude of toad fatalities. Data collection was carried out on foot on an 871-km stretch of the Estrada de Ferro Carajás from 2013 to 2017. Different potential causes for fatalities were identified: being run over, desiccated or barotrauma. A surprisingly high carcass persistence probability of about 38 days was estimated. After correcting for the bias from carcass detection and removal, it was estimated that approximately 10,000 toads are killed per year (≈ 11 fatalities/km/year). A generalized linear model (GLM) model showed that toads were more likely to be killed in the dry to wet transition and wet seasons. Critical zones of fatalities were identified and prioritized according to their intensity. The highly critical segments encompass more than 10% of all fatalities although they cover only 1.5% of the railroad. A Geographically Weighted Regression (GWR) non-stationary model indicated forest and urban areas as predictors of fatalities, presenting positive relation with proportions of the forest and urban areas, as well as the distance to urban areas and a negative relation with the distance to forest. The predictive model generated by cross-validation presented a moderate prediction capacity, with a low incidence of false positives in highly critical regions of fatalities. This study is the first one to address carcass detection and persistence on railroads and to unravel temporal and spatial patterns of fatalities of an amphibian species in a tropical climate. A better understanding of patterns of animal fatality on railroads is of fundamental importance to plan, manage, and mitigate this impact. The work meets the needs highlighted by CAPES Committee on Environmental Sciences by promoting research and the social insertion of research in regions with a high index of social vulnerability, environmental vulnerability, and geographical isolation.

Keywords: road ecology; road-kill; aggregation; hotspots; hot moments; amphibian; carcass removal; detectability; model; geographically weighted regression

Sumário

1	Considerações iniciais	1
2	Introdução Geral	4
2.1	Caracterização do problema	4
2.2	Justificativa e relevância	8
2.3	Objetivos	9
2.3.1	Geral	9
2.3.2	Específicos	9
3	Capítulo 1 - Padrões de fatalidades de sapos-cururu (<i>Rhinella gr. marina</i>) numa ferrovia na Amazônia brasileira	10
3.1	Introdução	10
3.2	Métodos	11
3.2.1	Área de estudo	11
3.2.2	Táxon de estudo	13
3.2.3	Coleta de dados	14
3.2.4	Análise de dados	17
3.2.4.1	Como morrem?	17
3.2.4.2	Quantos morrem?	18
3.2.4.3	Quando morrem?	19
3.2.4.4	Onde morrem?	20
3.3	Resultados	22
3.3.1	Como morrem?	22
3.3.2	Quantos morrem?	23
3.3.3	Quando morrem?	24
3.3.4	Onde morrem?	25
3.4	Discussão	27
4	Capítulo 2 - Modelagem de padrões espaciais relacionados a fatalidades de sapos-cururu (<i>Rhinella gr. marina</i>) numa ferrovia da Amazônia brasileira	34
4.1	Introdução	34
4.2	Métodos	35

4.2.1	Área de estudo	35
4.2.2	Táxon de estudo	35
4.2.3	Coleta de dados	35
4.2.4	Análise de dados	35
4.3	Resultados	41
4.4	Discussão	45
5	Conclusão	52
6	Considerações finais	54
7	Referências bibliográficas	57
8	Anexos	65

Lista de Figuras

Figura 1:	Contextualização geográfica da Estrada de Ferro Carajás.	11
Figura 2:	Caminhamento durante coleta de dados de campo.	15
Figura 3:	Processo de captura de fotos e anotação de dados.	16
Figura 4:	Carcaça de sapo-cururu demarcada por <i>spray</i> durante teste de remoção de carcaças.	17
Figura 5:	Distribuição pluviométrica por mês e respectiva sazonalidade na área de abrangência da Estrada de Ferro Carajás.	19
Figura 6:	Principais classes de encontros de sapos-cururu registrados na Estrada de Ferro Carajás. Legenda: ^a atropelamento, ^b dessecação, ^c barotrauma, ^d vivo.	22
Figura 7:	Carcaças disponíveis ao longo dos dias do teste de remoção de carcaças.	24
Figura 8:	Médias (pontos) e respectivos intervalos de confiança (95%) (fitas azuis) do número de fatalidades de sapos-cururu por distrito administrativo e sazonalidade. Setas que não se sobrepõem entre estações representam diferença significativa ($p < 0,001$). Legenda: TCS: transição chuva-seca, SEC: seca, TSC: transição seca-chuva, CHU: chuva.	25
Figura 9:	Resultado da análise K linear para as fatalidades de sapos-cururu (<i>Rhinella gr. marina</i>) na Estrada de Ferro Carajás.	26
Figura 10:	Classificação de Fisher-Jenks das zonas críticas de fatalidade (ZCF) de sapos-cururu (<i>Rhinella gr. marina</i>) na Estrada de Ferro Carajás (EFC) com respectivos percentuais de ZCF, extensão e fatalidades.	27
Figura 11:	Mapa das zonas críticas de fatalidade (ZCF) de sapos-cururu (<i>Rhinella gr. marina</i>) na Estrada de Ferro Carajás. Valores entre parênteses correspondem à intensidade de agregação mínima e máxima dentro da classe.	28

Figura 12: Diagrama de caixa (boxplot) da temperatura média das estruturas ferroviárias e suas adjacências, medidas ao longo do dia na Estrada de Ferro Carajás. Os limites superior e inferior do boxplot correspondem à primeira e terceira faixas interquartil (IQR), a linha grossa indica a mediana e os bigodes representam $\pm 1,5 * IQR$. Anéis coloridos exprimem os valores das diferentes estruturas de medição. A temperatura do ar (em verde) não foi usada para o cálculo do boxplot e é exibida como simples referência para comparação. Os valores foram obtidos de Gonsioroski & Dornas (2018), com exceção da temperatura do ar, obtida de Inmet (2018).	29
Figura 13: Estrutura metodológica de processamento de dados e análise.	36
Figura 14: Distribuição dos valores de número de condição de multicolinearidade (MCN) local por valores observados de intensidade e agregação em cada unidade amostral (UA). Pontos em cores distintas indicam a classe de intensidade de agregação de fatalidades à qual a UA pertence. Tons de cinza exibem o grau de força de multicolinearidade.	43
Figura 15: Perfis esquemáticos da Estrada de Ferro Carajás exibindo as intensidades de agregação (IntAgreg) observada, ajustada e predita, a distribuição espacial dos coeficientes do modelo, os valores de ajuste local das regressões (R^2) e os resíduos padronizados por classe de desvio-padrão. As imagens representam dois locais de IntAgreg Muito alta com seu respectivo uso do solo.	44
Figura 16: Análise gráfica dos valores observados e preditos do melhor modelo GWR em relação às classes de intensidade de agregação. A) Classes de intensidade de agregação dos valores observados; B) Classes de intensidade de agregação dos valores preditos; C) Diagrama aluvial exibindo a migração do número de UAs das diferentes classes de intensidade de agregação entre valores observados e valores preditos.	46
Figura 17: Poças temporárias encontradas em estrada de acesso à Estrada de Ferro Carajás.	48

Lista de Tabelas

Tabela 1:	Número de sapos-cururu (<i>Rhinella</i> gr. <i>marina</i>) por campanha, estação e tipo de registro	23
Tabela 2:	Comparação entre métodos e respectivos valores obtidos para determinação da estimativa de magnitude de fatalidades de sapos-cururu (<i>Rhinella</i> gr. <i>marina</i>).	24
Tabela 3:	Resumo estatístico da classificação de Fisher-Jenks das zonas críticas de fatalidades (ZCF) de sapos-cururu (<i>Rhinella</i> gr. <i>marina</i>) na Estrada de Ferro Carajás (EFC) indicando o número (n) e porcentagem (%) de ZCF em cada classe, bem como somatório (Σ), porcentagem e porcentagem da EFC (% EFC) para a extensão quilométrica em cada classe. Em Fatalidades, além destes parâmetros, é apresentado o número de óbitos por km em cada classe.	26
Tabela 4:	Variáveis de uso do solo utilizadas no presente estudo e suas respectivas definições	38
Tabela 5:	Resumo estatístico dos modelos dos mínimos quadrados ordinários (OLS) para cada uma das escalas de análise. As escalas apresentam os valores de R^2 ajustado, o número de condição de multicolinearidade (MCN), o valor da estatística de heterocedasticidade de Koenker-Bassett com o seu respectivo valor de p e o valor de autocorrelação espacial I de Moran e seu respectivo valor de p	42
Tabela 6:	Larguras de banda ótimas (de acordo com o menor AICc) e sumário estatístico do número de vizinhos utilizados em cada um dos modelos completos GWR para cada escala de análise.	42
Tabela 7:	Tabela-resumo das UAs classificadas com alta criticidade apresentando o número de fatalidades (n), coeficientes, R^2 local e os valores observados (Obs) e preditos (Pred) de intensidade de agregação, além dos resíduos dos modelos, a categoria de Fisher-Jenks de classificação e o valor de correlação geograficamente ponderada de Spearman (r_s). Valores negativos estão representados em vermelho.	45

1 Considerações iniciais

Meu interesse pela ecologia de estradas despertou há mais de 10 anos, numa aula de mastozoologia do curso de Ciências Biológicas da UFMG. A professora, uma doutoranda em ecologia (obrigado, Carolina Cheida!), apontou o atropelamento como uma causa importante de mortalidade de mamíferos. Eu, que estava tentando escolher um tema para a monografia do bacharelado em Zoologia de Vertebrados, entendi que o assunto se encaixava como uma luva: oportunidade de conhecer uma gama de espécies animais trabalhando com ecologia aplicada num tópico apenas engatinhando no Brasil.

Durante e após o processo de coleta de dados do bacharelado, realizei consultorias para diversas empresas. Coincidentemente, a maioria delas se tratava de processos de criação, expansão ou pavimentação de estradas, privadas ou públicas. O acaso foi me aproximando cada vez mais da ecologia de estradas. Durante as consultorias e, posteriormente, os congressos, o *networking* foi aumentando e possibilitando conhecer pessoas da área.

No segundo semestre de 2010, fui convidado pela Brandt Meio Ambiente a realizar um inventário de fauna atropelada ao longo da malha ferroviária da MRS Logística. Por três meses tive a oportunidade de estar dentro de um caminhão que roda sobre trilhos percorrendo os estados de Minas Gerais, Rio de Janeiro e São Paulo. A experiência, apesar de bastante enriquecedora, me mostrou como era diferente amostrar rodovias e ferrovias. O monitoramento na estrada de ferro não permitia descer do veículo, o que tornava o inventário enviesado para o que os olhos humanos conseguem ver à distância: animais de maior porte. Todavia, os responsáveis pelos trechos da ferrovia frequentemente comentavam sobre locais de fatalidade de anfíbios, embora não fosse possível avistar as carcaças através da boleia.

Já no primeiro semestre de 2011, recebi uma ligação da Amplo Engenharia e Gestão de Projetos me propondo ser o responsável pelo Meio Biótico dos estudos relacionados à expansão da Estrada de Ferro Carajás. Dentre outras funções, eu ficaria incumbido de coordenar o Programa de Monitoramento e Mitigação de Atropelamento de Fauna. Era uma enorme responsabilidade, mas, finalmente, poderia tentar colocar em prática algumas das filosofias que já havia aprendido. Provavelmente, a mais importante, foi a proposta de que o monitoramento fosse realizado a pé nos 892 km de extensão da ferrovia. Houve alguma resistência por parte do setor de segurança do trabalho da Vale, contudo, no fim,

concordaram que seria um método ainda seguro, mais fácil e eficiente, embora mais caro e laborioso.

Pelos seis anos que estive à frente deste projeto, fui aprendendo e criando uma série de artifícios computacionais que garantisse a melhor qualidade possível aos dados obtidos em campo. Começou com uma extração amadora dos dados via macros em planilhas do Excel até, definitivamente, a adoção de protocolos para coleta de dados em campo com *smartphone* e migração das informações para um sistema de banco de dados (Access, neste caso). Esses dados foram o meu xodó por esse sexênio. Eu sabia que eles eram preciosos e, internamente, torcia para que eu pudesse trabalhar com eles, esmiuçá-los, mas de uma forma que não era possível fazer me dedicando integralmente à consultoria.

Após muito procurar e idealizar sobre a oportunidade ideal para realizar o mestrado, em meados de 2016 encontrei a pós-graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais. Na UFMG, no “quintal” da minha casa, onde já havia estudado por 11 anos. O nome do curso, por si só, me chamou a atenção: a modelagem é um campo ainda pouco explorado no Brasil, notadamente em ecologia de estradas. Busquei outras informações, inclusive com colegas, mestres pelo programa, e comecei a frequentar o IGC. Após os trâmites relativos ao processo seletivo, finalmente me desliguei da empresa para me concentrar nos estudos. Todavia, Amplo e Vale são parceiras neste trabalho.

Como objetivo pessoal, além de alcançar um título de mestre e ter maior disponibilidade para ler artigos científicos sobre ecologia de estradas, tinha um interesse extremo em aprender fundamentos de estatística e de programação. De certa forma acredito que esta meta tenha sendo atingida. Este documento que você lê agora, por exemplo, foi praticamente todo elaborado em ambiente R, tanto as análises quanto a redação.

E aqui estou eu, em 2019, dois anos depois: redigindo a dissertação do mestrado. Mestrado que tem por objetivo analisar parâmetros relacionados às fatalidades de um grupo de anfíbios (negligenciados há tempos, como descobri por experiência própria) e criar um modelo explicativo/preditivo destas fatalidades. A intenção é que, por intermédio desse estudo, possa haver maior destaque sobre ferrovias e anfíbios, abrindo o debate com entes públicos e privados sobre essa questão. Num cenário ideal, desejo que os resultados desse trabalho sejam úteis para discussão acerca dos locais de implantação de novas estradas.

Assim, o modelo poderia, de antemão, ser utilizado como ferramenta para diagnóstico dos locais onde deverão ser implantadas medidas mitigadoras.

2 Introdução Geral

2.1 Caracterização do problema

Bilhões de animais, tanto invertebrados quanto vertebrados, morrem a cada ano em decorrência de impactos diretos de meios de transporte (Seiler & Helldin, 2006; Baxter-Gilbert et al., 2015). Empreendimentos viários têm se tornado comuns através de regiões selvagens e áreas protegidas em países tropicais e subtropicais, com consequências adversas para a sua alta biodiversidade nativa (Caro et al., 2014). Esta rápida expansão global das estradas inclui a busca por matérias-primas valiosas, além de terras aráveis, crescimento do comércio dos mercados internos e das infraestruturas de transporte e energia (Laurance et al., 2014).

No Brasil, além da recente construção de rodovias, nos últimos anos o governo investiu mais de setenta bilhões de dólares em transportes como um todo, seja na pavimentação, manutenção ou duplicação de estradas, causando efeitos nocivos a grandes extensões de ecossistemas remanescentes (Teixeira et al., 2016). Entretanto, os investimentos em infraestrutura não têm se traduzido num avanço para a melhoria dos sistemas de mitigação de impactos provenientes desses empreendimentos e, ainda mais preocupante, é o iminente enfraquecimento do processo de licenciamento ambiental brasileiro (Fearnside, 2016). Neste contexto, a Amazônia, um dos últimos refúgios mundiais de vida selvagem, tem sido ameaçada pela penetração de novas estradas (Barber et al., 2014; Fearnside, 2015).

Concomitantemente ao enorme montante financeiro aplicado na infraestrutura viária, a Ecologia de Estradas tem se tornado um campo consolidado do conhecimento e de pesquisa no mundo (Teixeira et al., 2016). No Brasil, até o final da década de 2010, a grande maioria dos trabalhos consistia em listas de espécies de animais atropelados, muitas das vezes realizados sem padronização metodológica (Dornas et al., 2012). Nos últimos anos, alguns aspectos dessa abordagem foram modificados, com publicação de estudos mais robustos abrangendo, por exemplo, questões metodológicas (Teixeira et al., 2013; Ratton et al., 2014; Santos et al., 2016) e correlacionando a fatalidade animal a aspectos espaciais e temporais (Coelho et al., 2012; Freitas et al., 2015; Santos et al., 2017a; Gonçalves et al., 2018).

Embora a Ecologia de Estradas teoricamente englobe rodovias e ferrovias, é notória a defasagem amostral entre estes dois tipos de empreendimento (Popp & Boyle, 2017). O impacto de ferrovias sobre a vida selvagem tem recebido menor atenção quando comparado a rodovias (Borda-de-Água et al., 2017a) e relativamente pouco é conhecido acerca dos efeitos ecológicos de ferrovias sobre a fauna (Dorsey et al., 2015). Grande parte do entendimento sobre os impactos de estradas de ferro advém de um pequeno número de estudos europeus e norte-americanos, em ambiente temperado, com enfoque em poucas espécies, notadamente mamíferos ungulados e carnívoros (Dorsey et al., 2015; Santos et al., 2017b; Barrientos et al., 2019). Apenas em 2017 foi lançada uma publicação mais abrangente acerca da ecologia de ferrovias (Borda-de-Água et al., 2017b), com apresentação de diversos estudos de caso. Todavia, esta publicação não contempla trabalhos em clima tropical, região com destacada biodiversidade.

Em ferrovias, pouco se sabe sobre taxas de mortalidade de animais menos conspícuos, especialmente pequenos vertebrados (Barrientos et al., 2019). Neste contexto, a herpetofauna é a última na classificação de número de publicações dentre os vertebrados terrestres (Popp & Boyle, 2017), ainda que há mais de uma década os anfíbios tenham sido reconhecidos como um dos grupos de animais mais ameaçados na atual crise da biodiversidade (Stuart et al., 2004). Contudo, a fauna de pequeno porte e com mobilidade reduzida pode ser especialmente afetada por ferrovias, notadamente pelo efeito barreira (Kornilev et al., 2006; Bartoszek & Greenwald, 2009) e por fatalidades (Budzik & Budzik, 2014; Heske, 2015). Neste contexto, detêm destaque alguns gêneros de anfíbios da família Bufonidae, notadamente aqueles de maior porte, tais como *Bufo* e *Rhinella* (conhecidos popularmente no Brasil como “sapo-cururu”). Espécies desses gêneros estão arroladas dentre aquelas com maior número de registro de fatalidades em rodovias no Brasil (Dornas et al., 2012) e no mundo (Hels & Buchwald, 2001).

São raros os estudos relacionando ferrovias e vida selvagem no Brasil, havendo pouco material publicado em periódicos científicos. Há, contudo, três trabalhos existentes, e todos apresentam um viés da pesquisa com mamíferos, sejam eles de pequeno (Cerboncini et al., 2016) ou de médio e grande porte (Silva et al., 2015; Painkow Neto & Silva, 2017). Esse padrão é consistente com a pesquisa mundial em conservação da natureza, em que se observa uma concentração de estudos com megafauna carismática (Bonnet et al., 2002; Clark & May, 2002). Cerboncini et al. (2016) avaliaram o efeito barreira

ocasionado por uma ferrovia em uma comunidade de pequenos mamíferos; Silva et al. (2015) listaram os mamíferos de médio e grande porte atropelados em uma ferrovia no sul do Brasil; Painkow Neto & Silva (2017) fizeram uma análise exploratória sobre a travessia de fauna em passagens inferiores de uma ferrovia. Futuros trabalhos em ferrovias necessitam avaliar efeitos na biodiversidade e nos ecossistemas (Dorsey et al., 2015), uma vez que é de fundamental importância ter conhecimento para aplicar a mitigação baseada em evidências.

Três recomendações se destacam para mitigação eficaz da fatalidade faunística em empreendimentos viários: 1) melhoria da pesquisa acadêmica sobre o tema; 2) melhoria das avaliações de impacto ambiental e 3) a integração de ambos (Teixeira et al., 2016). Estes três itens são essenciais também para o aperfeiçoamento e aumento da integração entre a ciência e o licenciamento ambiental no Brasil, onde os recentes processos de investimentos em logística (p. ex. Plano Nacional de Logística e Transporte de 2010 e Plano de Investimento em Logística de 2012) não levam em conta conceitos científicos básicos de ecologia de estradas e de ecologia da paisagem (Zioni & Freitas, 2015), tampouco de geoprocessamento e modelagem. Um dos próximos passos dentro da Ecologia de Estradas é a aplicação das pesquisas de mitigação de fatalidade de vida selvagem e seu estabelecimento dentro do processo de planejamento da via, anteriormente ao licenciamento em si ou, na pior das hipóteses, na fase mais incipiente do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) (Gunson et al., 2011, @VanderRee2015e). Alternativamente, medidas de mitigação poderiam ser integradas e manejadas e (re)adequadas também após a construção das estradas, de acordo com os resultados de monitoramentos de fatalidade de fauna. As falhas cometidas no passado pela engenharia de transportes seja pelo desconhecimento, inexistência ou negligência de legislações ambientais não devem ser repetidas em pleno século XXI (Nobrega et al., 2009, 2012).

A mortalidade de animais selvagens em infraestruturas viárias, por serem frequentemente espacialmente agregadas, é um importante indicador dos locais para instalação de aparatos para mitigação (Van der Grift & Kuijsters, 1998). Uma gama de ferramentas está disponível no que tange à determinação de locais para implantação de medidas mitigadoras dentro do planejamento de transportes (Gunson & Teixeira, 2015). Tais medidas podem ser planejadas de antemão, por meio da construção de modelos preditivos, identificando fatores relacionados às fatalidades (Gunson & Teixeira, 2015). Cada vez

mais é uma necessidade a criação de modelos eficientes para prever zonas críticas no interior de uma rede de estradas, a fim de estabelecer medidas para mitigação (Langen et al., 2009). Ecólogos de estradas vêm utilizando modelos espaciais para determinar quais características ligadas à paisagem estão relacionadas com mortalidade faunística (Roger & Ramp, 2009; Barrientos & de Dios Miranda, 2012), bem como características da via (p. ex. volume de tráfego, velocidade do trecho, topografia) que influenciem o risco de fatalidade (Clevenger et al., 2003; Barrientos & Bolonio, 2009). As informações advindas dessas pesquisas envolvendo modelos são importantes para guiar os profissionais no que tange à proposição do posicionamento e *design* das estruturas de mitigação (Gunson et al., 2011). Todavia, apesar de se reconhecer a importância explicativa e preditiva desses modelos, os estudos têm falhado em comprovar a sua validação no tempo e no espaço.

Denota-se, conforme acima exposto, a necessidade de pesquisa em ecologia de ferrovias, especialmente em climas tropicais e levando em conta um maior espectro da biodiversidade. Animais comuns e de menor porte vêm, historicamente, sendo negligenciados, inclusive em termos conservacionistas. Compreender o fenômeno das fatalidades de fauna e sua relação com o contexto geográfico e as características de projeto das vias é vital para a criação de modelos preditivos de fatalidades de fauna em modais rodoferroviários que, por sua vez, são de suma importância no auxílio à tomada de decisão em planejamento de transportes.

Dentro deste contexto, o presente trabalho visou pesquisar diversos aspectos concernentes às fatalidades de sapos-cururu, espécie comum e de pequeno porte, numa ferrovia da Amazônia brasileira. Buscou-se responder a quatro perguntas: 1) Como morrem; 2) Quantos morrem; 3) Quando morrem e 4) Onde morrem esses animais. Hipóteses foram postuladas para cada uma das perguntas. Em relação a 1, esperava-se que os animais fossem mortos por atropelamento, assim como ocorre em rodovias. No que tange a 2, esperava-se que um número significativamente maior do que o observado morresse, em função de uma alta taxa de remoção de carcaças. No que se refere a 3, esperava-se que os sapos-cururu morressem na estação chuvosa, época reprodutiva e de maior movimentação. Por fim, no que concerne a 4, esperava-se que as fatalidades fossem espacialmente agregadas próximo a fontes lânticas de água e de iluminação artificial: a primeira delas relacionada à reprodução e a última por aportar insetos e facilitar o forrageamento.

2.2 Justificativa e relevância

Em virtude das poucas publicações concernentes à ecologia de ferrovias em ambientes tropicais, no qual se inclui o Brasil, faz-se necessária a pesquisa mais aprofundada acerca deste tema. Estudos em biologia da conservação são focados em espécies-bandeira ou carismáticas, negligenciando animais menos apreciados pela sociedade, como os anfíbios (Bonnet et al., 2002; Clark & May, 2002). Porém, este grupo vem sofrendo um declínio nos últimos anos (Stuart et al., 2004) em função de mudanças no uso do solo, alterações climáticas, doenças infecciosas e contaminantes (Collins, 2010). Além disso, os anfíbios aparentam ser particularmente afetados por empreendimentos viários (Beebee, 2013).

A atual legislação brasileira (Ibama, 2013) indica que os monitoramentos de fatalidades de fauna em ferrovias podem ser realizados a bordo de autos-de-linha, veículos de pequeno porte que trafegam sobre o eixo ferroviário. Entretanto, o que ocorre, nesses casos, é que anfíbios raramente são avistados durante o monitoramento em auto-de-linha (Dornas, R.A.P., obs. pessoal), o que torna impossível, por exemplo, determinar zonas críticas de fatalidade para esse grupo faunístico. A criação de um modelo preditivo baseado em dados coletados por amostragens a pé pode auxiliar na tomada de decisão de entes públicos, seja em alternativas locais para obras de novos empreendimentos viários, num momento pré-instalação ou no estabelecimento de locais para implantar aparatos de mitigação, em situações pré ou pós-instalação.

O presente estudo é o primeiro trabalho realizado em ambiente tropical abordando a questão do alto número de fatalidades de sapos-cururu numa ferrovia. Nesta dissertação, me proponho a desenvolver o primeiro modelo espacial preditivo de óbitos de anfíbios no âmbito de ferrovias na América Latina. Além disso, diversos aspectos quali-quantitativos relativos às fatalidades, tais como estimativa de magnitude, influência sazonal e principais zonas críticas serão investigados.

2.3 Objetivos

2.3.1 Geral

- Investigar a fatalidade de sapos-cururu (*Rhinella* gr. *marina*) na Estrada de Ferro Carajás (EFC) em seu contexto espaço-temporal para diagnósticos e modelagem explicativa/preditiva

2.3.2 Específicos

- Compreender o contexto, as razões e consequentes explicações das fatalidades de sapos-cururu (Como e Por que morrem?)
 - Estimar a magnitude das fatalidades de sapos-cururu na EFC (Quantos morrem?)
 - Pesquisar a influência da sazonalidade sobre o número de fatalidades de sapos-cururu (Quando morrem?)
 - Diagnosticar locais de agregação de fatalidades de sapos-cururu (Onde morrem?)
 - Construir um modelo explicativo/preditivo para as fatalidades de sapos-cururu em função de variáveis preditivas relacionadas à paisagem de entorno e atributos da ferrovia
-

3 Capítulo 1 - Padrões de fatalidades de sapos-cururu (*Rhinella gr. marina*) numa ferrovia na Amazônia brasileira

Os resultados apresentados neste capítulo foram publicados no artigo *Dornas, R.A.P., Teixeira, F.Z., Gonsioroski, G. & Nóbrega, R.A.A. 2019. Strain by the train: Patterns of toad fatalities on a Brazilian Amazonian railroad. Science of The Total Environment, 660: 493–500.* O artigo na íntegra consta do Anexo I, ao final dessa dissertação.

3.1 Introdução

O conhecimento acerca de ecologia de ferrovias é escasso quando comparado a rodovias (Popp & Boyle, 2017). O pouco que se sabe advém de estudos localizados em regiões temperadas e largamente focados em mamíferos de médio e grande porte (Borda-de-Água et al., 2017b; Barrientos et al., 2019). Entretanto, há evidências de que ferrovias podem ser nocivas a pequenos vertebrados, produzindo efeito barreira e fatalidades por atropelamento (Barrientos et al., 2019). Anfíbios, incluídos nesse grupo negligenciado pelas pesquisas, são reconhecidos como os animais mais ameaçados pela crise da biodiversidade (Stuart et al., 2004). Alguns gêneros de anfíbios, como *Bufo* e *Rhinella*, se destacam em função de sua vulnerabilidade a atropelamentos em rodovias no Brasil (Dornas et al., 2012) e no mundo (Hels & Buchwald, 2001; Elzanowski et al., 2009; Attademo et al., 2011).

Desvendar padrões temporais e espaciais de maior fatalidade é um passo crítico para investigar os mecanismos pelos quais as ferrovias afetam a vida selvagem, além de ser importante para um melhor planejamento das medidas de mitigação. Neste capítulo é apresentado um estudo sobre as fatalidades do sapos-cururu (*Rhinella gr. marina*) em um segmento de 871 km de extensão numa ferrovia na Amazônia brasileira. Foram abordadas as seguintes questões: 1) Como os sapos morrem? 2) Quantos sapos morrem? 3) Quando eles morrem? e 4) Onde eles morrem? Finalmente, com base nos resultados, são apresentadas hipóteses a serem investigadas sobre os possíveis mecanismos causadores de fatalidades.

3.2 Métodos

3.2.1 Área de estudo

A Estrada de Ferro Carajás (EFC), sob concessão pela Vale S.A., percorre 892 km entre o complexo minerário de Carajás, no sudeste do estado do Pará, e o Terminal Ferroviário Ponta da Madeira, em São Luís/MA. A EFC está integralmente incluída no bioma Amazônia, embora próxima ao limite noroeste do bioma Cerrado (IBGE, 2004a). A Figura 1 apresenta uma contextualização geográfica da Estrada de Ferro Carajás.

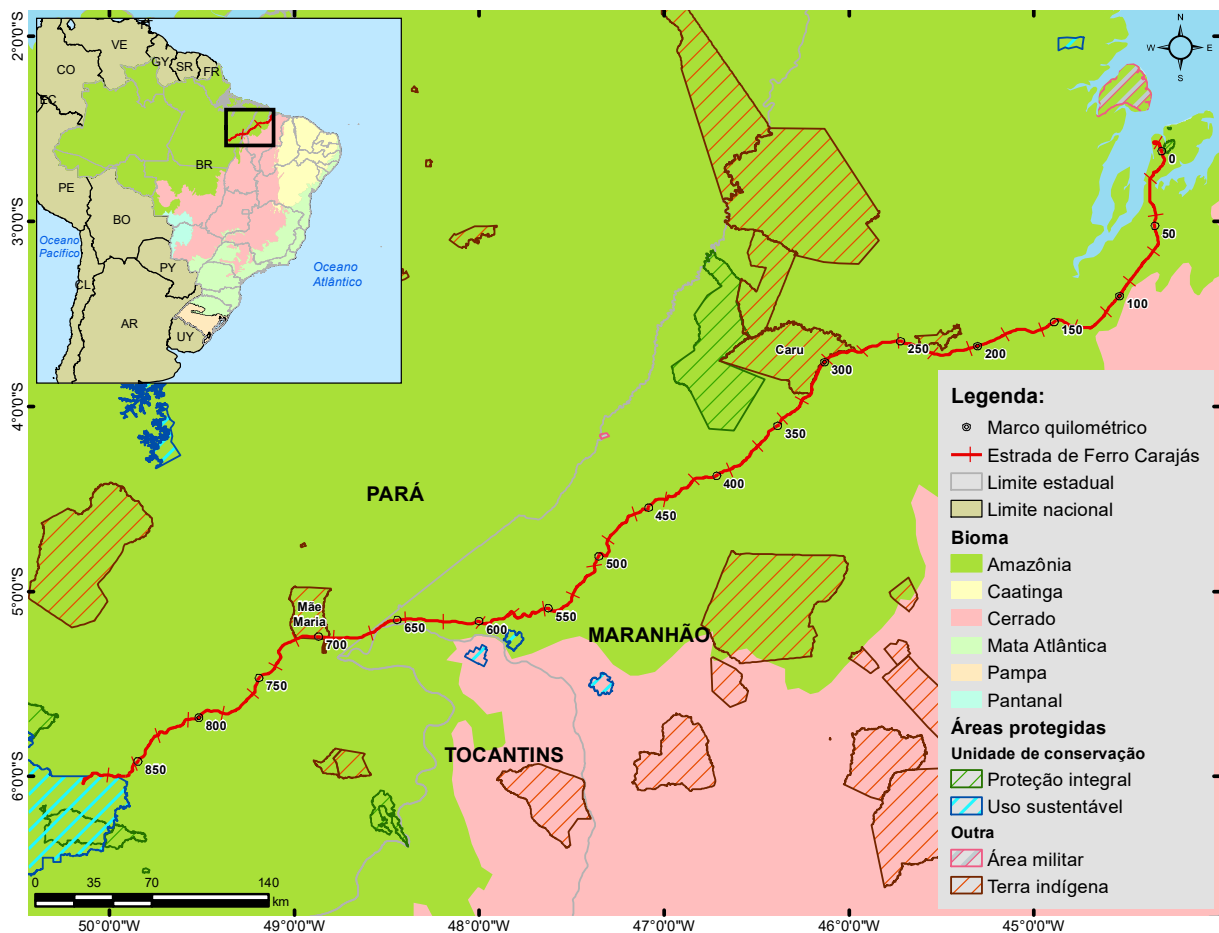


Figura 1: Contextualização geográfica da Estrada de Ferro Carajás.

Ao longo de seu trajeto, a EFC intercepta três principais tipos de vegetação, do norte para o sul: Floresta Ombrófila Aberta, Vegetação com Influência Fluvial e/ou Lacustre e Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 2004b). A vegetação nativa adjacente à EFC, notadamente no estado do Maranhão, aos poucos foi substituída por “florestas-de-babaçu” (*Attalea speciosa*) em virtude da intensa devastação de vegetação nativa causada pela expansão das fronteiras agrícolas (IBGE, 2012). Outras matrizes da paisagem, tais como

fragmentos florestais em diversos graus de sucessão, massas d'água, edificações, cultivos e pastagens, dentre outras, podem ser encontradas no entorno da EFC (Amplo, 2011). A Terra Indígena Mãe Maria (TIMM) é interceptada pela EFC próximo ao Rio Tocantins, na região de Marabá/PA. Outras áreas protegidas, tais como as terras indígenas Caru (TIC) e Rio Pindaré, além da Reserva Biológica do Gurupi, apesar de próximas, não sofrem influência direta da ferrovia. O complexo minerário de Carajás, onde finda a EFC, está inserido dentro da Floresta Nacional de Carajás.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima predominante na região da EFC é o “Aw”, caracterizado por inverno seco e chuvas tropicais durante o verão (Alvares et al., 2013). O período de seca pode durar entre 3 a 5 meses no decorrer do ano (IBGE, 2002). A precipitação média no mês mais seco é de aproximadamente 60 mm (Alvares et al., 2013), enquanto as médias de temperatura estão sempre acima de 18 °C (IBGE, 2002).

A EFC, além de minério de ferro e manganês, escoia toneladas de produtos como madeira, cimento, fertilizantes, combustíveis, veículos, bebidas, produtos siderúrgicos e agrícolas (destaque para soja), flexibilizando o transporte de insumos entre as regiões norte e nordeste (Amplo, 2011). A EFC também transporta uma média de 1.500 passageiros por dia, interligando as cidades de São Luís (MA) e Parauapebas (PA).

Em função de suas características de raio mínimo e rampa máxima, aliado à característica de sua superestrutura de bitola larga (distância entre trilhos de 1,60 m), os trens da EFC poderiam atingir 132 km/h (M.A. Benedetti, com. pess., 2017). Todavia, por questões de segurança, a velocidade máxima autorizada para as composições ferroviárias restringe-se a 80 km/h para trens de carga vazio e de passageiros e 70 km/h para trens carregados. Os trens da EFC estão entre os mais longos do mundo, possuindo quatro locomotivas e 330 vagões, totalizando aproximadamente 3,5 km de comprimento. A EFC encontra-se, atualmente, em estágio final de duplicação, o que significa que haverá pelo menos duas linhas ao longo de sua extensão. O fluxo de trens é de aproximadamente 25 pares/dia (em cada direção), perfazendo um intervalo de cerca de 30 minutos entre composições (Amplo, 2011).

3.2.2 Táxon de estudo

Espécies são consideradas comuns se forem abundantes e possuírem ampla distribuição geográfica (Roger et al., 2010). O gênero *Rhinella* (sapos-cururu), como um todo, pode ser considerado comum. Embora sejam reiteradamente negligenciadas, espécies comuns são indiscutivelmente importantes em termos de conservação: *taxa* que estão atualmente altamente ameaçados ou que recentemente se tornaram extintos, anteriormente foram descritos como comuns e abrangentes (Gaston & Fuller, 2007). A escassez de estudos acerca de ameaças sobre espécies comuns não é uma novidade (Roger et al., 2012). Por exemplo, o efeito de infraestruturas viárias sobre espécies comuns é frequentemente ignorado, uma vez que é considerado improvável que as fatalidades afetem a persistência dessas espécies (Roger et al., 2012). Todavia, na maioria dos casos, espécies comuns estão elencadas dentre aquelas com maior número de registros de fatalidades (Forman & Alexander, 1998).

Estudar espécies relativamente comuns pode fornecer informações importantes acerca da gestão de impactos advindos de empreendimento tanto em espécies comuns quanto em espécies raras. Os sapos-cururu frequentemente compartilham os mesmos locais de reprodução com outras espécies de anfíbios (Beebee, 2005), o que os torna bons modelos para estudos ecológicos e de conservação. Além disso, alguns *taxa* anteriormente comuns tornaram-se altamente ameaçados (Gaston & Fuller, 2007). Finalmente, o sapo-cururu é uma espécie invasora importante em algumas regiões (Beckmann & Shine, 2009) e pesquisadores estudando esse contexto podem se beneficiar das informações sobre esse grupo.

Na região da EFC podem ocorrer espécies de dois grupos do gênero *Rhinella*: *marina* e *margaritifera*. Entretanto, como houve preponderância de registros do complexo *marina* (> 98%) ao longo das amostragens do presente estudo e esses grupos possuem ecologias diferentes, optou-se por considerar, no presente trabalho, apenas o complexo *marina*. Decidiu-se, cautelosamente, por agrupar como *Rhinella* gr. *marina* todos os espécimes das possíveis espécies diagnosticadas em campo (*R. jimi*, *R. marina* e *R. schneideri*) em virtude de recente estudo apontar hibridização entre estas espécies em área próxima à EFC (Cunha, 2016). Desta forma, seria impossível atingir o nível de espécie em identificações realizadas por fotos.

Sapos-cururu, por vezes também chamados de sapos-gigantes em razão de seu tamanho (Wright & Wright, 1949; Brattstrom, 1962), são geralmente grandes (100-150 mm) (Zug & Zug, 1979), com espécimes ultrapassando 200 mm (Wright & Wright, 1949; Reed & Borowsky, 1970). Isto sugere que eles podem ser um dos principais predadores noturnos de pequenos animais terrestres (Zug & Zug, 1979). Os sapos-cururu tornaram-se cada vez mais comuns em áreas abertas antropizadas (Krakauer, 1968; Zug & Zug, 1979). Além disso, os sapos-cururu são anfíbios extremamente móveis, mudando constantemente seu local de forrageamento, que pode chegar a até 160 m² (Zug & Zug, 1979).

3.2.3 Coleta de dados

Os dados de fatalidade de sapos-cururu foram extraídos do banco de dados do Programa de Monitoramento e Mitigação de Atropelamento de Fauna (PMMaf), condicionante imposta pelo Ibama em função da duplicação da EFC. O PMMaf teve 4 anos de amostragens trimestrais, entre junho de 2013 e março de 2017, totalizando 16 varreduras completas de um trecho de 871 km da EFC (não houve permissão para acessar a área da Floresta Nacional de Carajás). Desta forma, apesar de a EFC possuir 892 km de extensão, considerou-se válidos apenas os registros realizados entre os km 0 e 871. Além disso, como exceção, houve impedimento parcial de amostragem em outras três oportunidades: em duas campanhas, ambas no ano 2, a entrada na Terra Indígena Mãe Maria (km 694 a 712) foi negada; e, no ano 3, o trecho correspondente às adjacências da Terra Indígena Caru (km 289 a 322) foi bloqueado em uma campanha.

A cada campanha, equipes constituídas por pares de biólogos foram distribuídas em oito distritos administrativos da EFC. As equipes foram acompanhadas por profissionais denominados “rondas” (Figura 2), exímios conhecedores da ferrovia, que garantem a segurança dos pesquisadores em relação aos riscos gerados pela operação ferroviária. O monitoramento tinha por objetivo observar a porção entre trilhos e uma faixa lateral da via com aproximadamente três a cinco metros para cada lado. Via de regra, os dados foram coletados de 7 da manhã ao meio-dia, embora o horário e o tempo efetivo de caminhada variassem em decorrência de questões de segurança do Centro de Controle de Operações, responsável pelo tráfego das composições ferroviárias. Também por essa questão, não foi possível determinar previamente o número de quilômetros percorridos a cada dia ou o número de dias por campanha.



Figura 2: Caminhamento durante coleta de dados de campo.

Os animais encontrados na linha, mortos ou vivos, foram georreferenciados e fotografados e tiveram seus dados gerais anotados. A idade dos animais foi determinada como juvenil ou adulto. Uma vez que grande parcela dos espécimes possuía carcaça deteriorada e a determinação do sexo nesse grupo é baseada em diferenças morfométricas (Lee, 2001), optou-se por não considerar esse parâmetro. Para otimização da coleta de dados, fez-se uso de um *smartphone* com formulários padronizados inseridos na plataforma ODK (Brunette et al., 2013), permitindo maior controle da entrada de dados, resultando em menor ocorrência de erros. Paralelamente, as tradicionais fichas de campo foram utilizadas, pela sua importância em uma eventual necessidade de conferência dos dados (Figura 3). Ao fim das anotações as carcaças/ossadas foram retiradas do gabarito para evitar a atração de animais necrófagos, além de evitar dupla contagem dos animais atropelados nas campanhas subsequentes. Findadas as campanhas de campo, um taxonomista especialista em anfíbios anuros examinou as fotos dos espécimes para identificação, primando pelo menor nível taxonômico possível.

A fim de estimar a magnitude das fatalidades dos sapos-cururu, realizou-se um Teste de Remoção de Carcaças (TRIAL). O TRIAL compreendeu 30 segmentos aleatórios de 5 km, realizados em 12 campanhas (do total de 16), com pelo menos dois levantamentos por sazonalidade, a fim de evitar viés temporal. Cada TRIAL consistiu em cinco dias consecutivos para verificar quanto tempo as carcaças persistiam na via férrea (tempo de remoção, doravante REMOV). Cada carcaça foi circulada com *spray* colorido e, ao seu lado, colocada uma numeração crescente para as carcaças subsequentes (Figura



Figura 3: Processo de captura de fotos e anotação de dados.

4). Sua presença ou ausência foi checada durante quatro dias subsequentes. Carcaças eventualmente deslocadas (≈ 3 m), mas ainda encontradas no leito ferroviário, foram retornadas à sua posição original. Assim, somente as carcaças efetivamente removidas foram contadas como ausentes. Foram consideradas todas as carcaças encontradas na ferrovia no primeiro dia do TRIAL para estimar a remoção de carcaças. É esperado que carcaças antigas sejam menos atrativas para animais carniceiros, mas decidiu-se considerar todos os tipos de carcaças para representar um tempo médio ponderado constante de remoção para todas as carcaças presentes na estrada num momento específico (Teixeira et al., 2013).

Durante o TRIAL, foram coletadas informações sobre carcaças aparecendo após o primeiro dia que não foram registradas anteriormente, a fim de calcular um *proxy* para a detecção. A condição de cada carcaça (fresca ou antiga) foi anotada em todos os registros. Assumiu-se que todas as carcaças antigas estavam disponíveis no primeiro dia e deveriam ter sido detectadas. Assim, a taxa de detecção de carcaças (doravante DETEC) foi determinada como a proporção de carcaças de aparência antiga encontradas após o primeiro dia de TRIAL (mas não registradas no primeiro dia) em função do número total de carcaças de aparência antiga. Admite-se que o valor de DETEC obtido ainda é superestimado pelas seguintes razões: 1) não é possível saber o número exato de carcaças disponíveis no primeiro dia que nunca foram detectadas; 2) nenhuma avaliação foi realizada para carcaças de aspecto fresco; e 3) diferenças na detecção entre observadores não foram consideradas.



Figura 4: Carcaça de sapo-cururu demarcada por *spray* durante teste de remoção de carcaças.

3.2.4 Análise de dados

Inicialmente à realização das análises, as informações dos animais foram triadas e classificadas de forma a se manter um padrão conservador no que tange à seleção do conjunto de dados. Para tanto, todos os registros de *Rhinella* gr. *marina* foram tabulados em planilha eletrônica e, em seguida, importados para o *software* ArcGIS 10.4 (ESRI, 2015) para determinação do seu posicionamento linear (quilometragem) sobre a via. Amostras registradas após o km 871 foram removidas do banco de dados. Foram igualmente excluídos das análises subsequentes quaisquer registros que não se tratassem de carcaças. Assim, animais vivos, que não configuram fatalidade, e ossadas, pela dificuldade de se assumir uma identificação taxonômica segura, foram desconsiderados.

3.2.4.1 Como morrem?

Durante a coleta de dados, os pesquisadores de campo perceberam que algumas carcaças não apresentavam sinais de atropelamento pelo trem. Assim, os observadores relataram informações sobre como os animais podem ter morrido com base nas condições da carcaça. Apesar de não haver análises quantitativas, o presente estudo apresenta as possíveis causas de fatalidades de sapos-cururu na EFC a partir dessas observações.

3.2.4.2 Quantos morrem?

O número de fatalidades de sapos-cururu foi estimado utilizando dois algoritmos distintos com abordagens semelhantes para considerar a detecção e remoção de carcaças, duas importantes fontes de viés (Teixeira et al., 2013; Coelho et al., 2014). Ambos os métodos consideram o número total de carcaças encontradas em todas as varreduras, o número de campanhas e o intervalo de tempo regular entre elas. Assumiu-se que a remoção e a detecção foram constantes ao longo do tempo. A detecção e remoção de carcaças, obtidas a partir das variáveis DETEC e REMOV descritas acima, entretanto, são calculadas em diferentes formas por cada um desses algoritmos.

O primeiro método, realizado no software **Siriema** v2.0 (Coelho et al., 2014), é baseado no modelo matemático apresentado em (Teixeira et al., 2013). Este modelo considera um número constante de fatalidades por unidade de tempo, descreve a remoção de carcaças da estrada por um tempo característico (o tempo necessário para aproximadamente 63% do número inicial de carcaças serem removidas) e corrige a estimativa pela eficiência do pesquisador (a fração de carcaças disponíveis na ferrovia que efetivamente foi contada). REMOV foi usado para calcular o tempo de remoção de carcaças (em dias), enquanto DETEC foi adotado para calcular a eficiência do pesquisador.

O segundo método foi calculado usando o pacote **Carcass** (Korner-Nievergelt et al., 2015). Este pacote calcula a probabilidade de persistência e a eficiência de detecção e os respectivos intervalos de confiança são estimados com base em simulações. A persistência das carcaças é estimada com base em um modelo exponencial. Por fim, a estimativa do número total de fatalidades foi calculada pela função `estimateN`, baseada em Korner-Nievergelt et al. (2011). As análises foram realizadas em ambiente R (R Core Team, 2018).

O resultado final de cada método foi dividido pelo número de anos de monitoramento (4 anos), multiplicado por 365 e dividido pelo comprimento da ferrovia (871 km) para obter uma taxa de mortalidade por quilômetro por ano (fatalidades/km/ano) que poderia ser comparada entre os métodos.

3.2.4.3 Quando morrem?

A fim de determinar se existe alguma época do ano em que a fatalidade de sapos-cururu seja mais acentuada, inicialmente, transformou-se as quatro campanhas anuais em diferentes estações de regime pluvial. Assim, de acordo com uma média geral de precipitação da ferrovia, os períodos foram divididos em “Seca”, “Transição seca-chuva”, “Chuva”, “Transição chuva-seca”. Doravante, tal classificação será denominada “sazonalidade”. Para definição das categorias de sazonalidade, utilizou-se uma série histórica de 40 anos (1978-2017) da pluviosidade dos municípios de São Luís (MA) e Marabá (PA), obtida do Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet, 2018) (Figura 5).

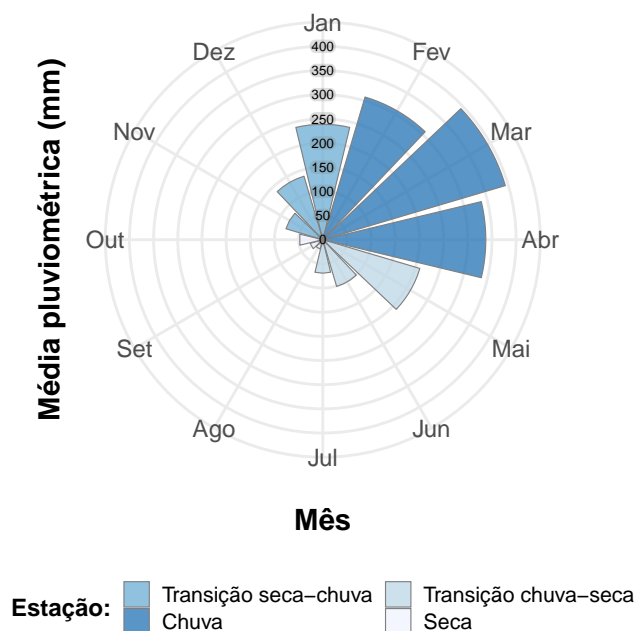


Figura 5: Distribuição pluviométrica por mês e respectiva sazonalidade na área de abrangência da Estrada de Ferro Carajás.

Em seguida, os dados referentes às fatalidades de sapos-cururu foram agregados por campanha, sazonalidade e distrito administrativo da EFC, a fim de se gerar maior número de réplicas para as análises posteriores. Por fim, para tratar todas as campanhas de modo igual, foram excluídos os intervalos referentes aos bloqueios impostos pelas aldeias indígenas Mãe Maria e Caru para todas as campanhas do respectivo ano em que estes trechos não foram amostrados, conforme citado no item “Coleta de dados”. Por esta razão, uma amostra $n = 8.798$ foi considerada para as análises referentes à pergunta “Quando morrem?”.

Na sequência, os dados foram analisados em função de um Modelo Linear Generalizado (GLM) para famílias de distribuição de probabilidade comumente designadas para dados de contagem (em que a variável resposta assume valores inteiros positivos). Os GLM são uma extensão dos modelos lineares, tais como a análise de variância (ANOVA) e a regressão linear (O’Hara, 2009). Contudo, dentre as premissas dos modelos lineares estão a distribuição normal dos resíduos e homogeneidade das variâncias (O’Hara & Kotze, 2010). Os GLM, por sua vez, não são limitados a distribuições normais, permitindo quaisquer distribuições pertencentes à família exponencial, como a própria Normal, Poisson, Gamma e as distribuições binomiais (Olsson, 2002). As abordagens mais comuns para dados de contagem, como as fatalidades dos sapos-cururu, são as distribuições Poisson e Binomial Negativa (Lindén & Mäntyniemi, 2011).

Desta forma, análises usando GLM para as distribuições Poisson e Binomial Negativa foram realizadas por intermédio do *software* R, utilizando os pacotes `base` (R Core Team, 2018) e `MASS` (Venables & Ripley, 2002). A sobredispersão dos resultados foi calculada pela função `P__disp` do pacote `msme` (Hilbe & Robinson, 2014) e aceitos valores de dispersão máximos de até 1,25, conforme Hilbe (2014). O resultado do GLM referente à distribuição mais ajustada foi tratado com o pacote `emmeans` (Lenth, 2018) para elucidar as interações par a par de Tukey entre as diferentes sazonalidades.

3.2.4.4 Onde morrem?

Inicialmente, um arquivo *shapefile* foi gerado para a totalidade dos registros de carcaças de sapos-cururu, independentemente do número de campanhas em que determinado trecho foi percorrido. Desta forma, também foram incluídas as fatalidades obtidas nos segmentos das Terras Indígenas Mãe Maria e Caru (conforme comentado no item “Coleta de dados”). Esta decisão foi tomada em virtude da baixa porcentagem de perda de esforço amostral em relação ao total das campanhas (12,5% para a TIMM e 6,25% para a TIC). Todavia, de antemão, admite-se que estes locais poderiam consistir em zonas críticas de fatalidade (ZCF) ou ZCF de maior intensidade/criticidade caso tivessem o mesmo número de amostras do restante da ferrovia.

No que concerne a onde as fatalidades ocorreram, primeiramente utilizou-se o software *Siriema* v.2.0 (Coelho et al., 2014) para calcular uma estatística modificada de K de Ripley (Ripley, 1981; Coelho et al., 2008) a fim de avaliar a não-aleatoriedade da distribuição

espacial de fatalidades. Esta análise é similar às estatísticas convencionais de K Ripley, exceto que não adota uma linearização da via, aplicando uma correção para o comprimento da estrada dentro de cada unidade amostral e considerando apenas eventos que estão plotados sobre a ferrovia. Foi adotado um raio inicial de 250 m com aumento de raio de 750 m e 100 simulações de eventos de distribuição aleatória para avaliar a significância do agrupamento (intervalo de confiança de 99%).

Uma estimativa da densidade do núcleo (kernel density estimation, em inglês; sigla KDE) foi realizada na sequência. A KDE é uma maneira não paramétrica de estimar a função de densidade de probabilidade $f(x)$ de uma variável aleatória X (Silverman, 1986). Uma vez que o macro-objeto de estudo é uma ferrovia, optou-se por realizar uma KDE em linha. Nesta modalidade, a KDE assume exclusivamente as agregações obtidas em distância linear referente ao eixo da via, sendo eliminadas as chances de encontro de agregações espúrias, o que seria passível de ocorrer numa análise KDE que busque agregações em área. As análises foram executadas pelo *software* KDE+ (Bíl et al., 2013). Os *shapefiles* das fatalidades e da ferrovia foram inseridos no programa para o cálculo da KDE, assumindo largura de banda igual a 150. Para melhor desempenho, a ferrovia foi dividida em 8 trechos referentes aos distritos administrativos, sem prejuízo para a espacialização das agregações pelo programa.

O valor de intensidade de agregação obtido para cada um dos trechos determinados como ZCF foi categorizado de acordo com a classificação de Fisher-Jenks pelo pacote `classInt` (Bivand, 2017), em ambiente R. Fisher-Jenks é um algoritmo de particionamento de dados não-espaciais aplicado, frequentemente, a dados espaciais. Trata-se de um método popular para segmentação de dados em classes derivadas estatisticamente, de modo que a variação entre as classes seja maximizada e a variação dentro das classes seja minimizada (Laura & Rey, 2013). As ZCF foram divididas em cinco classes de criticidade (Muito alta, Alta, Média, Baixa, Muito baixa). Foram consideradas ZCF de alta criticidade aquelas elencadas como “Muito alta” e “Alta”. Um mapa coroplético das ZCF diagnosticadas e categorizadas foi confeccionado por intermédio do *software* ArcGIS 10.4 (ESRI, 2015). Cálculos adicionais foram realizados em ambiente R para obtenção de um resumo estatístico das ZCF, em termos do número de fatalidades e abrangência de extensão quilométrica de cada uma das classes.

3.3 Resultados

3.3.1 Como morrem?

Parte das carcaças dos sapos-cururu não apresentavam ferimentos que pudessem estar associados ao atropelamento por um trem. Analisando as condições das carcaças de sapos-cururu encontradas nos levantamentos, foram identificadas três diferentes causas de fatalidades: a) atropelamento, b) dessecação e c) sinais de barotrauma (Figura 6). Primeiramente, constatou-se que alguns sapos-cururu foram atropelados pelo trem porque parte da carcaça estava presa ao boleto (parte superior dos trilhos). Em segundo lugar, alguns espécimes apresentavam carcaça intacta com pele seca, então considerou-se que poderiam ter morrido por dessecação. Finalmente, alguns indivíduos tiveram os órgãos internos evertidos pela boca, um sinal típico de barotrauma.



Figura 6: Principais classes de encontros de sapos-cururu registrados na Estrada de Ferro Carajás. Legenda: ^aatropelamento, ^bdessecação, ^cbarotrauma, ^dvivo.

3.3.2 Quantos morrem?

No decorrer das 16 amostragens de campo, foram contabilizados 9.626 registros de *Rhinella gr. marina*, dos quais 9.091 eram carcaças, 459 ossadas e 76 animais vivos (Tabela 1). Pela dificuldade em se estabelecer com segurança a identificação em nível de grupo, as ossadas foram retiradas do conjunto final. Conforme citado no item “Análise de dados”, apenas os dados de carcaças foram considerados para as análises ($n = 9.091$). Desta forma, este cômputo corresponde a uma média de aproximadamente 568 sapos-cururu por campanha e 2.273 por ano. Esses números são absolutos e não contemplam correções em decorrência de falhas na detecção e remoções por carniceiros, por exemplo.

Tabela 1: Número de sapos-cururu (*Rhinella gr. marina*) por campanha, estação e tipo de registro

Campanha	Mês	Estação	Carcaças	Vivas	Total
1	6, 7	TCS	192	0	192
2	8, 9	SEC	320	6	326
3	11, 12	TSC	1.009	12	1.021
4	2	CHU	507	10	517
5	6, 7	TCS	78	0	78
6	8, 9	SEC	113	1	114
7	11, 12	TSC	804	3	807
8	2, 3	CHU	858	3	861
9	6, 7 ^a	TCS	345	5	350
10	8, 9	SEC	150	0	150
11	11, 12	TSC	892	2	894
12	8, 9 ^b	CHU	1.100	13	1.113
13	5, 6	TCS	650	2	652
14	8, 9	SEC	463	3	466
15	11, 12	TSC	1.133	7	1.140
16	2, 3	CHU	477	9	486

Legenda:

TCS: transição chuva-seca, SEC: seca, TSC: transição seca-chuva, CHU: chuva

^a Estendido para os primeiros dias de abril.

^b Iniciado nos primeiros dias de abril.

Quanto à remoção de carcaças, 140 foram registradas no primeiro dia do teste de remoção. O número de carcaças diminuiu até permanecerem 123 carcaças no último dia do teste (Figura 7), o que significa que somente 17 carcaças (12,1%) foram removidas após 4 dias. O tempo característico de remoção calculado pelo **Siriema** aponta que aproximadamente 63% das carcaças foram removidas em 26 dias (IC: 25-27). Por sua vez, as carcaças de sapo-cururu desaparecem, em média, após 38 dias (Tabela 2) segundo o pacote **Carcass**. Das 80 carcaças antigas encontradas durante o TRIAL, 16 foram registradas após o primeiro dia, resultando em uma eficiência de detecção de 80% (IC: 70-87% estimada pelo **Carcass**). Usando as estimativas para remoção e detecção de carcaças apresentadas

acima, o *software* Siriema estimou 11,75 fatalidades/km/ano ou 10.233 mortes/ano ao longo do trecho de 871 km da ferrovia. O pacote Carcass estimou 8,36 fatalidades/km/ano (IC: 5,64-12,80) ou 7,282 fatalidades/ano (IC: 4.913-11.149) na EFC (Tabela 2).

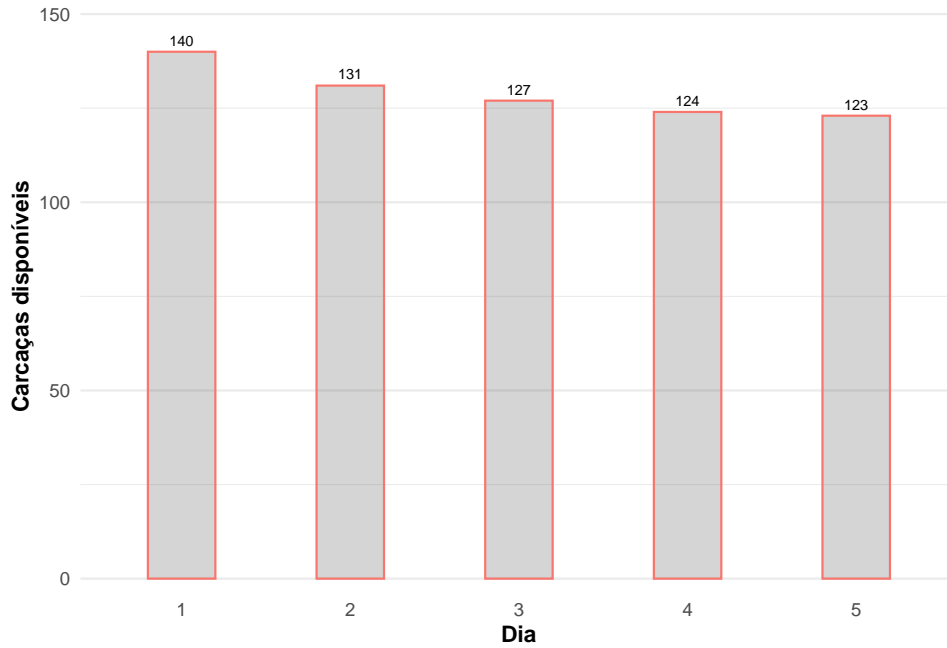


Figura 7: Carcaças disponíveis ao longo dos dias do teste de remoção de carcaças.

Tabela 2: Comparação entre métodos e respectivos valores obtidos para determinação da estimativa de magnitude de fatalidades de sapos-cururu (*Rhinella gr. marina*).

<i>Software</i>	Persistência	Deteccão	Fatalidades (Total)	Fatalidades/ano	Fatalidades/km/ano
Carcass	38 ^a	0,80 (0,70-0,87)	29.126 (19.652-44.595)	7.282 (4.913-11.149)	8,36 (5,64-12,80)
Siriema	26 (25-27) ^{bc}	0,80	40.934	10.233	11,75

Legenda: Intervalos de confiança inferior e superior (95%) são apresentados entre parênteses;

^a Média em dias; ^b Dias para remoção de \approx 63% das carcaças; ^c Erro estimado pelo modelo não linear.

3.3.3 Quando morrem?

Dentre os GLM realizados, a distribuição Binomial Negativa foi aquela que melhor se adequou aos dados das fatalidades de sapos-cururu, com um valor de dispersão de 1,16 (contra 55,04 da distribuição Poisson). O resultado do GLM sugere uma forte evidência da influência da sazonalidade sobre as fatalidades de sapos-cururu ($p < 0,001$). As estações de transição seca-chuva e chuva tiveram pronunciado número de óbitos em relação às estações de transição chuva-seca e seca (Figura 8).

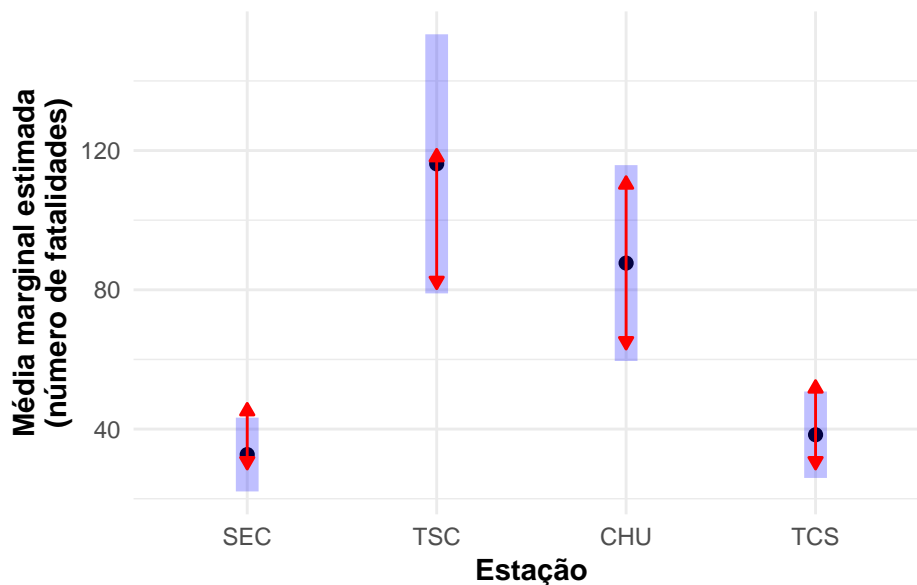


Figura 8: Médias (pontos) e respectivos intervalos de confiança (95%) (fitas azuis) do número de fatalidades de sapos-cururu por distrito administrativo e sazonalidade. Setas que não se sobrepõem entre estações representam diferença significativa ($p < 0,001$). Legenda: TCS: transição chuva-seca, SEC: seca, TSC: transição seca-chuva, CHU: chuva.

3.3.4 Onde morrem?

O processo de elucidação da variável “onde” começou com a análise K linear. É possível encontrar agregações significativas de fatalidades de sapos-cururu em qualquer raio determinado da ferrovia, concluindo, assim, que as fatalidades desses animais são espacialmente agregadas (Figura 9). Posto isso, o passo seguinte, que consistiu em buscar os locais das zonas críticas de fatalidade, foi realizado levando em consideração a largura de banda padrão do *software* KDE+.

A análise de encontros de ZCF de sapos-cururu na Estrada de Ferro Carajás diagnosticou 334 trechos abrangendo uma extensão de 145,3 km (Tabela 3). Esse valor corresponde a 16,7% de toda a área de amostragem da EFC. A totalidade das ZCF compreendeu 5.307 fatalidades de sapo-cururu, o equivalente a 58,4% do total registrado no decorrer do monitoramento. Assim, assumindo que houvesse medidas mitigadoras 100% efetivas implantadas nas ZCF diagnosticadas, 58,4% das fatalidades poderiam ser reduzidas com intervenção em apenas 16,7% da ferrovia.

Em relação à classificação das ZCF pelo algoritmo de Fisher-Jenks, houve três de intensidade classificadas como Muito alta, seis como Alta, 32 como Média, 91 como Baixa e 202 como Muito baixa (Tabela 3). Dessa forma, as ZCF de alta criticidade atingiram

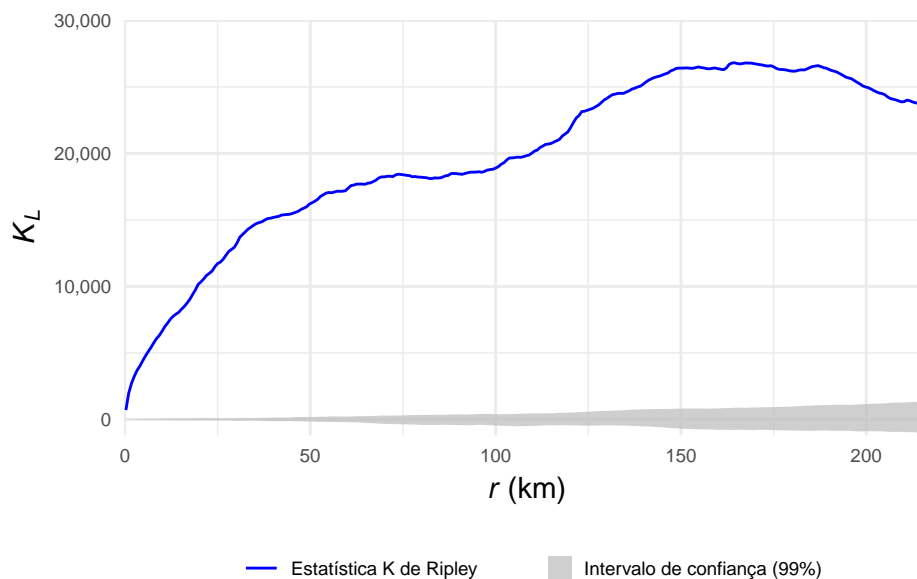


Figura 9: Resultado da análise K linear para as fatalidades de sapos-cururu (*Rhinella gr. marina*) na Estrada de Ferro Carajás.

Tabela 3: Resumo estatístico da classificação de Fisher-Jenks das zonas críticas de fatalidades (ZCF) de sapos-cururu (*Rhinella gr. marina*) na Estrada de Ferro Carajás (EFC) indicando o número (n) e porcentagem (%) de ZCF em cada classe, bem como somatório (Σ), porcentagem e porcentagem da EFC (% EFC) para a extensão quilométrica em cada classe. Em Fatalidades, além destes parâmetros, é apresentado o número de óbitos por km em cada classe.

Classe	ZCF		Extensão			Fatalidades			
	n	%	Σ	%	% EFC	Σ	%	% EFC	por km
Muito alta	3	0,9	7,3	5,0	0,8	656	12,4	7,2	89,8
Alta	6	1,8	5,7	3,9	0,7	330	6,2	3,6	57,5
Média	32	9,6	24,6	16,9	2,8	1.056	19,9	11,6	42,9
Baixa	91	27,2	47,2	32,5	5,4	1.627	30,7	17,9	34,5
Muito baixa	202	60,5	60,5	41,6	6,9	1.638	30,9	18,0	27,1
Total	334	100,0	145,3	100,0	16,7	5.307	100,0	58,4	36,5

apenas 2,7% dentre todas as ZCF (Figura 10). Entretanto, quanto ao número de fatalidades, as ZCF de alta criticidade somaram 18,6% ($\Sigma = 986$), cômputo proporcional a 10,8% de todos os óbitos obtidos registrados na EFC. Desperta a atenção o fato de que apenas três ZCF da classe Muito alta foram responsáveis por 12,4% das carcaças, indicando que nesses trechos há alto índice de fatalidades. Nessa classe ocorreram aproximadamente 90 óbitos por km. Em termos de extensão, as ZCF de alta criticidade contribuíram com 8,9% ($\Sigma = 13$ km), representando apenas 1,5% da EFC. Posto isso, conclui-se que 10,8% de todas as fatalidades de sapos-cururu da EFC estão concentradas em um trecho de 13 km de extensão.

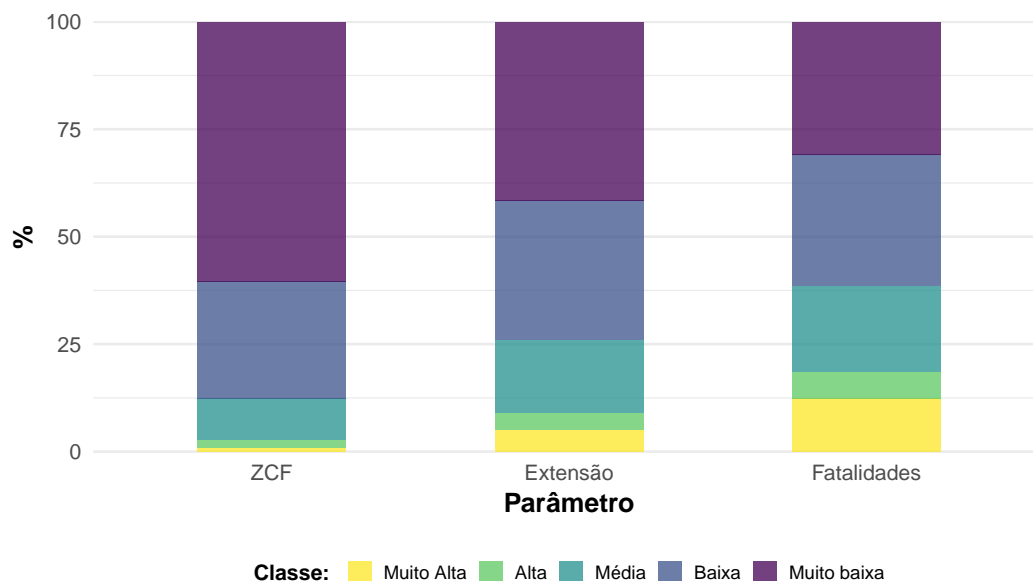


Figura 10: Classificação de Fisher-Jenks das zonas críticas de fatalidade (ZCF) de sapos-cururu (*Rhinella gr. marina*) na Estrada de Ferro Carajás (EFC) com respectivos percentuais de ZCF, extensão e fatalidades.

O mapa gerado aponta a distribuição espacial das ZCF ao longo do eixo da EFC (Figura 11). Visualmente, nota-se a dominância das agregações com baixa intensidade. A porção inicial da ferrovia, no estado do Maranhão, apresenta ZCF de baixa criticidade, bem como regiões centrais da ferrovia, ainda no mesmo estado. Apesar de as Terras Indígenas Mãe Maria e Caru terem tido menos amostragem do que as demais regiões, percebe-se a sua importância em relação à presença de ZCF. A TIMM, apesar de não possuir ZCF de alta criticidade, possuiu trechos de média intensidade ao longo de praticamente toda a sua extensão. A TIC, por sua vez, apresentou duas das três ZCF da classe Muito alta em suas adjacências. Assim, é muito provável que esses locais apresentassem intensidade de agregação de fatalidades ainda maior caso tivesse havido equivalência de amostragem entre todos os trechos.

3.4 Discussão

As carcaças encontradas durante o estudo apresentaram sinais de diferentes causas de mortalidade. Surpreendentemente, e ao contrário dos estudos de estradas, apenas uma fração dos sapos-cururu mortos tinha ferimentos condizentes com o de um atropelamento por trem. É mais difícil para pequenos animais atravessarem a ferrovia, uma vez que esse modal apresenta uma estrutura diferente em comparação às rodovias. Nas ferrovias,

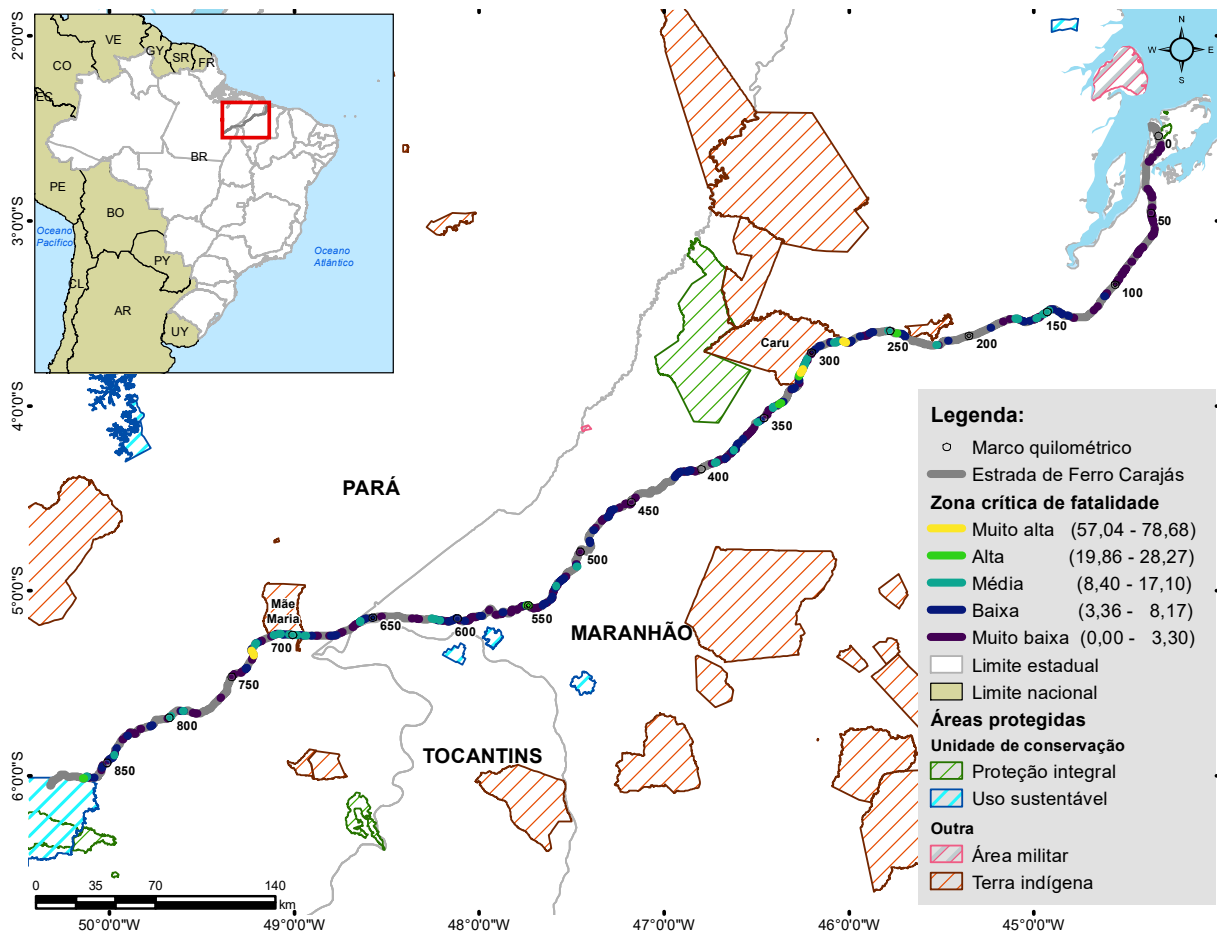


Figura 11: Mapa das zonas críticas de fatalidade (ZCF) de sapos-cururu (*Rhinella gr. marina*) na Estrada de Ferro Carajás. Valores entre parênteses correspondem à intensidade de agregação mínima e máxima dentro da classe.

os trens se deslocam apoiados em trilhos, mais precisamente sobre o boleto. Na EFC, o boleto de cada trilho (tipo TR68 (Amplo, 2011)) tem cerca de 7,5 cm de largura (DNIT, 2015), o que significa apenas 30 cm de toda a superfície de uma ferrovia com duas linhas ($\approx 12,6$ m (Amplo, 2011)). Assim, apenas 0,24% da superfície é efetivamente impactada pelos rodeiros das locomotivas e, portanto, é essa parcela de ferrovia que estaria disponível para que anfíbios sejam, de fato, atropelados. No caso de sapos-cururu, postula-se que o risco de atropelamento é exclusivo aos indivíduos capazes de saltar e se empoleirar sobre os trilhos.

Anfíbios requerem ambientes aquáticos e terrestres para o seu desenvolvimento, todavia, tais habitat são frequentemente segregados espacialmente, o que aumenta as chances de encontrar uma ferrovia enquanto se deslocam (Etienne et al., 2003). Como já descrito na literatura para quelônios (Kornilev et al., 2006; Iosif, 2012; Rautsaw et al., 2018), os sapos-cururu podem ser incapazes de pular ou escalar trilhos com mais de 15 cm de

altura, tendo que percorrer centenas de metros em paralelo aos trilhos até encontrarem uma passagem (Etienne et al., 2003). Um desafio adicional é colocado quando a ferrovia tem várias linhas ferroviárias. Como sapos foram frequentemente vistos encurralados entre os trilhos, outra possibilidade é a de que eles encontrem uma entrada entre o trilho e o lastro da ferrovia ou em uma passagem de nível. Para os sapos, vagar em paralelo e/ou ficar preso dentro dos trilhos pode resultar em maior suscetibilidade à predação e exposição a condições climáticas adversas (Van der Grift, 2001; Etienne et al., 2003). Algumas das carcaças observadas estavam dessecadas, provavelmente em decorrência das altas temperaturas nas estruturas ferroviárias, que podem atingir até 51 °C ao longo do dia (Figura 12, conforme medido por Gonsioroski & Dornas (2018)). Por serem animais ectotérmicos, se a sua temperatura corporal alcançar aquela das estruturas ferroviárias, podem ocorrer danos graves, incluindo a morte (Navas et al., 2007). Portanto, é possível que os sapos-cururu acabem sendo “assados vivos” quando estão na ferrovia, resultando num aspecto mumificado em suas carcaças.

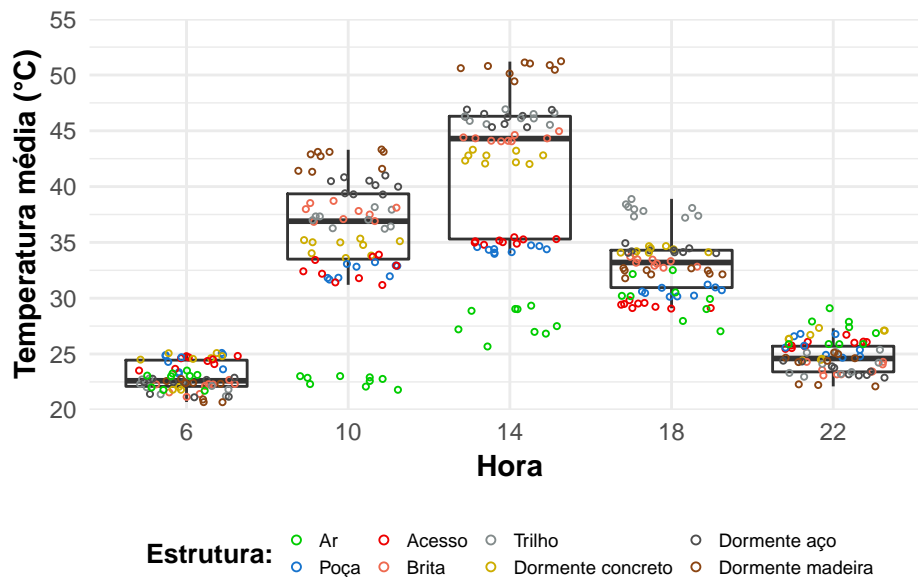


Figura 12: Diagrama de caixa (boxplot) da temperatura média das estruturas ferroviárias e suas adjacências, medidas ao longo do dia na Estrada de Ferro Carajás. Os limites superior e inferior do boxplot correspondem à primeira e terceira faixas interquartil (IQR), a linha grossa indica a mediana e os bigodes representam $\pm 1,5 * IQR$. Anéis coloridos exprimem os valores das diferentes estruturas de medição. A temperatura do ar (em verde) não foi usada para o cálculo do boxplot e é exibida como simples referência para comparação. Os valores foram obtidos de Gonsioroski & Dornas (2018), com exceção da temperatura do ar, obtida de Inmet (2018).

Lesões semelhantes ao barotrauma foram registradas para os sapos-cururu na EFC. Primeiramente postulado e testado em laboratório por Hummel (2001), este fenômeno

sugere que mudanças repentinas na pressão do ar causadas por veículos passando em alta velocidade sobre anfíbios poderiam causar um colapso no organismo do animal. O barotrauma consistiria, então, na eversão dos órgãos internos pela boca (Holden, 2002). Embora especulado várias vezes na literatura, incluindo para os sapos-cururu, o fenômeno do barotrauma nunca foi provado (ver Mayer et al. (2018)). O conhecimento sobre como funcionaria esse trauma ainda é incipiente. Nas poucas observações de um trem passando sobre um sapo, nenhum sinal de barotrauma foi comprovado. Entretanto, uma vez que existem evidências fotográficas de carcaças exibindo um padrão de lesões semelhantes ao barotrauma, esse tipo de causa de fatalidade requer uma investigação mais profunda.

Foi estimada uma baixa remoção de carcaças para os sapos-cururu na EFC. Carcaças deste grupo devem persistir por períodos mais longos após serem mortos em função da sua impalatabilidade e pele espessa (Hels & Buchwald, 2001). Contudo, a longa persistência também pode estar relacionada à toxicidade apresentada pelos sapos-cururu. As carcaças foram frequentemente encontradas com partes do corpo faltando, embora a principal fonte de veneno, a glândula paratoide, permanecesse intacta. Em alguns animais pode-se observar um exsudato saindo da glândula paratoide. Partes de carcaças de animais menores que não são consumidas por carniceiros estão disponíveis para serem detectadas e registradas durante todo o período de monitoramento (Heske, 2015). Na Austrália, onde *R. marina* é espécie exótica invasora, uma gama de predadores, tais como marsupiais, crocodilos, serpentes e lagartos, sofreu com massiva mortalidade ao ingerir sapos-cururu (Beckmann & Shine, 2009). Mesmo animais domésticos, como cães e gatos, eventualmente morrem ao morderem esses animais (Krakauer, 1968). Ao que parece, dentre os vertebrados, somente as aves seriam tolerantes ao veneno dos sapos-cururu. Ainda assim, as aves podem evitar o consumo de sapos-cururu estejam eles em qualquer estágio de vida (Beckmann et al., 2011). Crossland et al. (2011) demonstraram, em laboratório, que mesmo após serem atropeladas e ficarem expostas ao sol por longos períodos, as carcaças de *R. marina* permanecem altamente tóxicas. Outra razão pela qual as carcaças de sapos-cururu têm longa persistência pode estar relacionada ao modo distinto de deslocamento dos veículos nas ferrovias em comparação com as estradas, como anteriormente comentado. Os trens se deslocam sobre uma pequena área da ferrovia, e podem não ser responsáveis pelo achatamento ou deslocamento das carcaças localizadas entre os trilhos. Por outro lado, o alto tráfego de veículos em uma rodovia passando sobre uma carcaça pode torná-la cada vez mais achatada e mais propensa a ser deslocada de

seu local de origem (Hels & Buchwald, 2001; Beckmann & Shine, 2015) ou mesmo fora dos limites da estrada. Diferentemente do encontrado para a EFC, *R. marina* apresentou taxas de remoção < 24 h em rodovias (Beckmann & Shine, 2015; Barrientos et al., 2018). Esse valor é cerca de 30 vezes menor do que o encontrado no presente estudo para as ferrovias. Diferenças nos trens versus a locomoção de veículos padrão em rodovias são fundamentais para entender as fatalidades e a remoção de carcaças, especialmente para pequenos animais. Tal questão parece não ter sido considerada anteriormente na literatura.

Ainda que o padrão-ouro para monitoramento de fatalidades de fauna em infraestruturas de transporte seja o caminhamento a pé (Slater, 2002; Santos et al., 2011; Guinard et al., 2012), os dados registrados no presente estudo demonstram que, mesmo para anfíbios de grande porte, como os sapos-cururu, a detecção humana é falha. Desta forma, também para monitoramentos de fatalidade de fauna em ferrovias, utilizando método de caminhamento, é necessário executar testes de detecção e de remoção de carcaças. Somente assim é possível obter valores para estimar o fator de correção que permite estabelecer, com maior acurácia, a magnitude de fatalidades do grupo de interesse (Kindel et al., 2017). O presente estudo é o primeiro, em nível mundial, a estabelecer valores estimados de detecção e persistência de carcaças de anfíbios em ferrovias.

Para compreender as consequências do elevado número de sapos-cururu mortos, um estudo abrangente da população nos arredores da ferrovia seria necessário para determinar o grau de depleção da população. Entretanto, para se discutir o potencial impacto das fatalidades de *R. gr marina* em nível populacional, foram gerados *a posteriori* algumas estimativas de abundância populacional em zonas tampão (*buffers*) de diferentes tamanhos em torno das ZCFs. O cálculo foi realizado baseando-se na mobilidade de anfíbios (Pittman et al., 2014) e em valores de densidade populacional de *R. marina* obtidos em outras áreas (Lampo & Bayliss, 1996). A partir desses cálculos, estimou-se que as taxas de mortalidade na EFC poderiam alcançar, anualmente, até 6,4% da população (Anexo II). Borda-de-Água et al. (2014), em um modelo para coruja-da-igreja, previram que taxas anuais de mortalidade de apenas 5% reduziriam o tamanho da população pela metade, e Gibbs & Steen (2005) estimaram que um risco anual > 10% para mortalidade viária resultariam em depleção da população local. Considerando que a ferrovia iniciou sua operação há 35 anos, a remoção contínua de milhares de indivíduos poderia resultar em populações menores com menor persistência e mudanças nos locais das ZCF em longo prazo (Teixeira et al., 2017).

Os padrões de fatalidade de sapos-cururu em estudos de ecologia de estradas parecem estar intimamente ligados ao seu ciclo de vida, particularmente em relação à reprodução e dispersão (Ashley & Robinson, 1996). Nos trópicos, os sapos-cururu exibem dois movimentos migratórios ao longo do ano. O primeiro ocorre no início da estação reprodutiva, geralmente durante os meses iniciais de chuva (Hearnden, 1991). O segundo movimento migratório acontece após a reprodução, visando estabelecer novas áreas de vida (Sinsch, 1990). Esse padrão é consistente com os resultados do presente estudo, uma vez que os períodos de altas taxas de fatalidade coincidiram com a transição seca-chuva e chuva. Estudos em ambientes temperados encontraram maiores taxas de fatalidade no início da estação de reprodução para espécies da família Bufonidae, tanto em rodovias (Orłowski, 2007) quanto em ferrovias (Budzik & Budzik, 2014). Anteriormente a esse estudo, esse padrão temporal era desconhecido para ambientes tropicais e, assim, indica que medidas de mitigação sazonais poderiam ser implementadas. As conclusões do presente trabalho permitem às concessionárias de ferrovias estabelecer um cronograma de manutenção que garanta a limpeza de drenagens e travessias de fauna antes do início da transição seca-chuva e ao longo da estação chuvosa.

As fatalidades de sapos-cururu apresentaram-se espacialmente agregadas, um padrão descrito para anfíbios em outros estudos (Sillero, 2008; Langen et al., 2009; Matos et al., 2012). Um grande número de ZCFs foi diagnosticado com a análise KDE. Desse modo, assumindo que medidas de mitigação 100% efetivas fossem implantadas ao longo das ZCFs, 58,4% do total de fatalidades seria reduzido com a mitigação de apenas 16,7% da ferrovia. Contudo, 2,7% destas ZCF foram classificadas como altamente críticas, cobrindo apenas 1,5% do comprimento da EFC (13 km), mas abrangendo 18,6% de todas as fatalidades dentre as ZCF. As informações classificadas apoiam o planejamento e podem fornecer indicadores valiosos para órgãos ambientais e empreendedores.

Embora não se tenha investigado a relação entre fatalidades e atributos da paisagem no presente estudo, uma simples avaliação da paisagem adjacente às ZCFs de classe Muito Alta mostra que áreas urbanas, manchas florestais e corpos d'água estão presentes em todas elas. Estas mesmas variáveis, em outro estudo, foram encontradas como preditores para fatalidade de anfíbios em rodovias (Glista et al., 2007). Alguns estudos apontaram uma alta mortalidade de sapos em um ambiente urbano (Ray et al., 2006; Glista et al., 2007), e há uma chance de que esses animais estejam sendo atraídos pela iluminação

artificial (Coelho et al., 2012). Outros autores indicam que corpos d'água próximos a rodovias estão relacionados a agregações de fatalidade de anfíbios (Orłowski, 2007; Santos et al., 2007; Langen et al., 2009; Souza et al., 2015). No que diz respeito às ferrovias, taxas de fatalidade marcantes foram observadas em áreas rurais e florestais em um estudo que incluiu um bufonídeo (Budzik & Budzik, 2014). A ecologia de ferrovias carece de modelos explicativos de fatalidade de fauna que envolvam atributos relacionados à paisagem e à ferrovia. Esta é uma prioridade de pesquisa que pode contribuir de forma importante para o gerenciamento de ferrovias e na mitigação de impactos.

4 Capítulo 2 - Modelagem de padrões espaciais relacionados a fatalidades de sapos-cururu (*Rhinella gr. marina*) numa ferrovia da Amazônia brasileira

4.1 Introdução

A mortalidade faunística em infraestruturas viárias, por ser frequentemente espacialmente agregada, é um importante indicador dos locais para instalação de aparatos para mitigação (Van der Grift & Kuijsters, 1998). Ecólogos de estradas vêm utilizando modelos espaciais para determinar quais características ligadas à paisagem estão relacionadas com fatalidade faunística (Roger & Ramp, 2009; Barrientos & de Dios Miranda, 2012), bem como características da via (p. ex. volume de tráfego, velocidade do trecho, topografia) que influenciem o risco de fatalidade (Clevenger et al., 2003; Barrientos & Bolonio, 2009). As informações advindas dessas pesquisas envolvendo modelos são importantes para guiar os profissionais no que tange à proposição do posicionamento e *design* das estruturas de mitigação (Gunson et al., 2011).

Este capítulo tem por objetivo estudar a influência de aspectos da paisagem sobre as fatalidades de sapos-cururu na Estrada de Ferro Carajás. A intenção é criar um modelo explicativo e preditivo, espacialmente explícito e que leve em conta as peculiaridades locais e não estacionárias típicas de eventos agregados como costumam ser as fatalidades em infraestruturas viárias. A criação de modelos relacionados a essas fatalidades pode trazer respostas úteis e com implicações para o auxílio à tomada de decisão em planejamento de transportes, dando celeridade, por exemplo, ao processo de indicação de locais ideais para instalação de medidas mitigadoras.

Em virtude de a área e o táxon de estudo bem como a coleta de dados serem as mesmas já apresentadas no Capítulo 1, tomou-se a liberdade de recorrer a referências cruzadas para os itens supracitados a fim de minimizar redundâncias e duplicidade de esforço para a leitura do texto.

4.2 Métodos

4.2.1 Área de estudo

Esta parte da metodologia está descrita no item homônimo do “Capítulo 1”.

4.2.2 Táxon de estudo

Esta parte da metodologia está descrita no item homônimo do “Capítulo 1”.

4.2.3 Coleta de dados

Esta parte da metodologia está descrita no item homônimo do “Capítulo 1”.

4.2.4 Análise de dados

A abordagem metodológica utilizada consiste, fundamentalmente, em duas fases (Figura 13). A primeira, Fase 1, é voltada para o processamento das informações coletadas das variáveis de interesse, a fim de montar um banco de dados consistente para ser utilizado na aplicação da modelagem espacial (Fase 2). Os passos de cada uma das fases são detalhados a seguir.

Os registros de *Rhinella* gr. *marina* foram tabulados em planilha eletrônica e, em seguida, importados para o *software* ArcGIS 10.4 (ESRI, 2015) para determinação da sua quilometragem sobre a via. Amostras eventualmente registradas após o km 871 foram removidas do banco de dados. Foram igualmente excluídos das análises subsequentes quaisquer registros que não se tratassem de carcaças. Assim, animais vivos, que não configuram fatalidade, e ossadas, pela dificuldade de se assumir uma identificação taxonômica segura, foram desconsiderados para as análises posteriores.

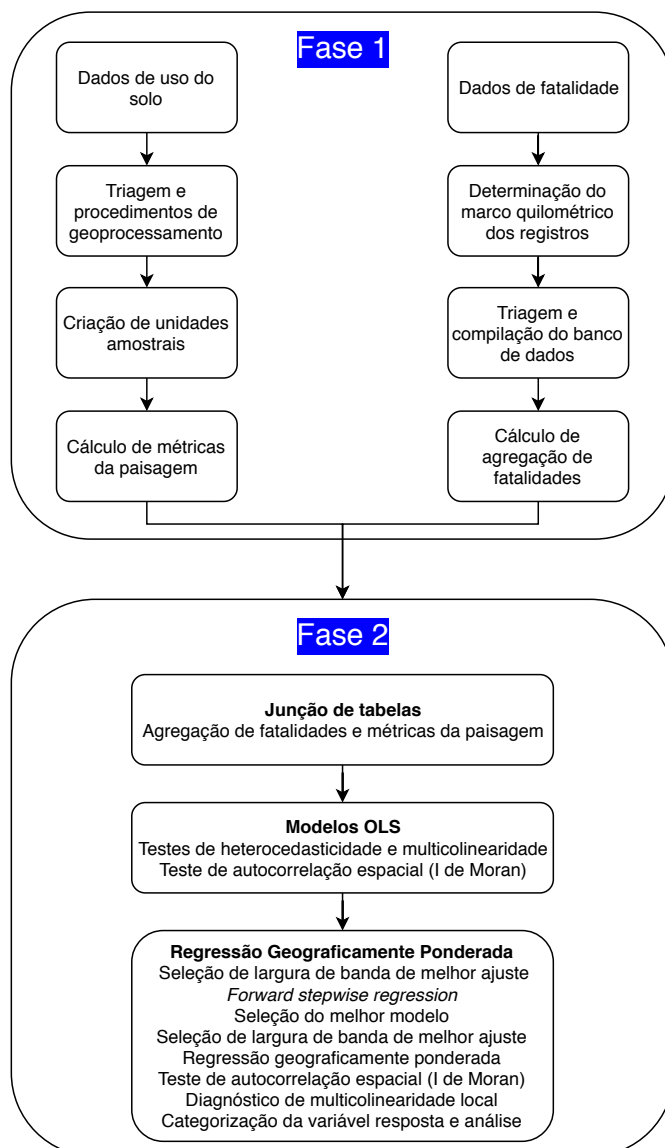


Figura 13: Estrutura metodológica de processamento de dados e análise.

A fim de determinar a intensidade de agregação de fatalidades (IntAgreg) em cada UA, uma análise 2D Hotspot foi efetuada no programa *Siriema* (Coelho et al., 2014) levando em conta os registros de fatalidade dispostos sobre a EFC. A intensidade de agregação foi determinada como variável resposta do estudo. Os raios adotados no *software* foram os seguintes: 100, 125, 250 e 500 m. Os resultados obtidos foram tratados no *app Siriema plots* (Dornas, 2018) e foram considerados *hotspots* as UAs cujo valor de intensidade de agregação H_s foi maior que o limite de confiança superior (95%) calculado com base em 100 simulações de Monte Carlo. UAs com valores de intensidade de agregação menores ou iguais a 0 foram considerados “Não *hotspots*”. Para uma classificação mais refinada dos *hotspots*, procedeu-se uma categorização da intensidade de agregação de acordo com o algoritmo de Fisher-Jenks pelo pacote *classInt* (Bivand, 2017), em ambiente

R. Fisher-Jenks é um recurso de particionamento de dados não-espaciais aplicado, frequentemente, a dados espaciais. Trata-se de um método popular para segmentação de dados em classes derivadas estatisticamente, de modo que a variação entre as classes seja maximizada e a variação dentro das classes seja minimizada (Laura & Rey, 2013). Cinco classes de criticidade de IntAgreg foram criadas (“Muito baixa”, “Baixa”, “Média”, “Alta” e “Muito alta”) além de uma sexta para valores iguais ou menores do que zero (“Não”). As classes Alta e Muito alta foram consideradas, em conjunto como “alta criticidade”. Em seguida, os dados foram importados em ambiente R para a formação de uma tabela única contendo os valores da intensidade de agregação obtida (variável resposta) e das métricas da paisagem (variáveis explicativas) em cada UA.

O mapeamento de uso do solo foi disponibilizado pela Vale, em formato vetorial, abrangendo 1,5 km para cada lado do eixo da ferrovia. Para sua elaboração, primeiramente, imagens de satélites GeoEYE, WorldView e Ikonos, com resolução espacial menor ou igual a 1 metro foram obtidas. Em seguida, o método de mapeamento foi fundamentado na interpretação visual do mosaico de cenas das imagens, utilizando a escala de mapeamento 1:5.000, através dos seguintes procedimentos: divisão da região de mapeamento; elaboração de biblioteca de classes; interpretação das imagens; auditoria/revisão; articulação; empacotamento (Amplo, 2011).

Na sequência, pontos equidistantes foram criados ao longo da ferrovia como centroides de zonas tampão (*buffers*) de áreas amostrais com os mesmos raios utilizados para a análise de agregação de fatalidades. Cada um dos centroides tornou-se uma unidade amostral (UA) ao longo dos 868 km disponíveis do mapeamento de uso do solo. Uma vez que essa quilometragem é menor do que os 871 km de monitoramento, um novo corte foi feito para os registros de sapo-cururu, assumindo então apenas as carcaças encontradas até o marco 868. No total, respectivamente para os raios 100, 125, 250 e 500 m, foram gerados 4.338, 3.470, 1.735 e 868 UAs.

O passo seguinte consistiu no cálculo das variáveis preditoras para cada UA, com base no mapeamento de uso do solo. Foram selecionados os usos com possível relação biológica com sapos-cururu, utilizando fundamentos da literatura: floresta, área alagada, massa d'água e área urbana/industrial/edificações. Duas métricas foram computadas para cada uso do solo em relação às UAs: 1) porcentagem de área de cada uso em relação à área da zona tampão e 2) distância para a feição mais próxima de cada uso. Para calcular

1, procedeu-se à interseção entre o uso do solo e a zona tampão de cada UA, a fim de se calcular a porcentagem do respectivo uso em função de uma área equivalente a um círculo de raio 100, 125, 250 e 500 m. Para determinar 2, foi medida a distância da UA até a feição da classe-alvo mais próxima. O código referente a cada uso do solo e suas respectivas métricas estão elencados na Tabela 4. Todos os procedimentos de preparação das UAs e cálculo de variáveis da paisagem foram realizados por intermédio do pacote `sf` (Pebesma, 2018) em ambiente R (R Core Team, 2018).

Tabela 4: Variáveis de uso do solo utilizadas no presente estudo e suas respectivas definições

Variável	Definição
Águ_dist	Distância em metros da UA em relação ao vizinho mais próximo do uso Massa d'água (lagos de médio/grande porte, rios)
Águ_perc	Porcentagem do uso Massa d'água numa zona tampão de raio definido a partir da UA em relação à área total da zona tampão
Ala_dist	Distância em metros da UA em relação ao vizinho mais próximo do uso Área alagada (lagos de pequeno porte, brejos, planícies de inundação e manguezal)
Ala_perc	Porcentagem do uso Área alagada numa zona tampão de raio definido a partir da UA em relação à área total da zona tampão
Flo_dist	Distância em metros da UA em relação ao vizinho mais próximo do uso Floresta
Flo_perc	Porcentagem do uso Floresta numa zona tampão de raio definido a partir da UA em relação à área total da zona tampão
Urb_dist	Distância em metros da UA em relação ao vizinho mais próximo do uso Área urbana/Indústria/Edificação
Urb_perc	Porcentagem do uso Área urbana/Indústria/Edificação numa zona tampão de raio definido a partir da UA em relação à área total da zona tampão

Após junção das tabelas das variáveis resposta e explicativas, modelos globais dos mínimos quadrados ordinários (OLS) foram gerados para cada uma das escalas. Esta tarefa foi realizada pelos pacotes `base` e `broom` (Robinson & Hayes, 2018). Inicialmente, a fim de padronizar os valores das variáveis explicativas, que se encontram em diferentes ordens de grandeza, procedeu-se com uma normalização dos dados. Por intermédio da função `scale`, cada elemento teve a média da variável subtraída e dividida pelo respectivo desvio-padrão. Os valores de R^2 ajustado obtidos do modelo foram utilizados como indicativo da estacionaridade dos dados. Complementarmente, o valor da estatística de heterocedasticidade de Koenker-Bassett foi calculado pelo pacote `lmtools` (Zeileis & Hothorn, 2002) a fim de avaliar, após “studentizar” os resíduos, se há variância não constante nos erros do modelo (Breusch & Pagan, 1979; Koenker, 1981). Valores de p significativos para o teste de Koenker-Bassett indicam que relações entre as variáveis explicativas e a variável dependente são não estacionárias. Extrapolando para o ambiente geográfico, determinada variável pode ser um forte preditor em algumas áreas, mas fraco em outras, sugerindo uma heterogeneidade espacial (Vandenbulcke-Plasschaert, 2011). Uma vez que para todas as escalas o R^2 ajustado apresentou baixa relação global e os valores de p referentes à estatística de Koenker-Bassett foram significativos, considerou-se

que os dados são não estacionários. Todas as referidas análises foram processadas em ambiente R.

Para testar a multicolinearidade entre as variáveis explicativas, o número de condição de multicolinearidade (MCN) foi calculado através da função `kappa` do pacote `base`, levando em conta as variáveis disponibilizadas no modelo OLS. O MCN fornece um diagnóstico para sugerir problemas com a estabilidade dos resultados da regressão em virtude da multicolinearidade (Anselin, 2005). Correlações fracas estão associadas a MCN entre 5 e 10, enquanto correlações moderadas a fortes estão associadas a $MCN > 30$ (Belsley et al., 1980). Uma vez que os MCN observados estão na casa de 1, considerou-se que não existem variáveis explicativas globalmente correlacionadas. Finalmente, a fim de atestar a autocorrelação espacial dos resíduos dos modelos OLS, foram executadas análises I de Moran globais no *software* GeoDa v1.12.1 (Anselin et al., 2006). Para determinação dos pesos baseados nos vizinhos, adotou-se como parâmetros a largura fixa de banda de 10 vezes a escala original: 1.000, 1.250, 2.500 e 5.000 m para as escalas (raios das zonas tampão) de 100, 125, 250 e 500 m, respectivamente. Tais larguras de banda foram selecionadas em função de o algoritmo não conseguir processar a análise em escalas menores em relação à área de estudo. O pseudovalor de p foi obtido em 999 randomizações. Para todos os raios de análise houve indicação de padrão agregado, sugerindo que as observações não são independentes e, portanto, confirmando que possuem influência espacial.

Na sequência, e em função dos resultados do modelo OLS, de heterocedasticidade, MCN e I de Moran, procedeu-se com a criação de modelos de regressão geograficamente ponderada (GWR) para testar a influência local das variáveis explicativas sobre a intensidade de agregação de fatalidades. A pesquisa tradicional, que não considera fatores espaciais, incluindo a abordagem OLS, pressupõe implicitamente que a natureza das relações estatísticas sob investigação é a mesma para todos os pontos dentro de toda a área de estudo (Siordia et al., 2012). A principal característica do GWR é que ele permite que os coeficientes de regressão variem no espaço e, portanto, os valores dos parâmetros podem variar entre locais (Mateu, 2010). O GWR constrói essas equações separadamente, incorporando as variáveis dependente e independentes dentro de uma determinada largura de banda de kernel (Fotheringham et al., 2002). Essa largura de banda indica os pesos relativos de cada uma das observações. A largura de banda é expressa nas mesmas

unidades que as coordenadas usadas no conjunto de dados e à medida que a largura de banda aumenta o modelo GWR local se aproxima do modelo OLS global (Charlton & Fotheringham, 2009). Todos os modelos GWR foram calculados por intermédio do pacote `GWmodel` (Gollini et al., 2015), utilizando kernel tipo Gaussiano. Optou-se por utilizar o método do menor valor do critério de informação de Akaike (AICc) para encontrar a largura de banda que melhor ajustasse o modelo completo (considerando todas as variáveis explicativas) (função `bw.gwr`). Esse método tem a vantagem de levar em conta as diferenças na complexidade do modelo, além de não depender de conhecimento pré-existente ou da experiência/opinião do especialista (Pasculli et al., 2014). Em seguida, a função `gwr.model.selection` foi aplicada, buscando selecionar o melhor modelo, também baseado no menor valor de AICc. Neste procedimento, as variáveis independentes são iterativamente incluídas no modelo em uma direção “para frente” (*forward stepwise*). Em suma, o modelo inicia regredindo sequencialmente uma única variável independente em função da variável dependente. A variável independente que produzir o modelo com menor valor de AICc é permanentemente incluída. Novas variáveis independentes vão sendo testadas e inseridas, seguindo o mesmo roteiro, até atingir o modelo completo. Os modelos com menores valores de AICc dentro de $\Delta AICc \leq 2$ foram selecionados, independentemente da escala ou largura de banda. Um novo processo de encontro de melhor largura de banda foi realizado exclusivamente para esses modelos selecionados, a fim de comparar o valor de AICc destes novos modelos e o peso relativo de cada um deles ($\omega AICc$). O $\omega AICc$ foi calculado pelo pacote `MuMIn` (Bartoń, 2017).

Os resíduos do modelo final do GWR foram submetidos a uma nova análise de autocorrelação espacial de I de Moran. Pelo fato de o GWR consistir em um modelo responsável por lidar com a dependência espacial, espera-se que os resíduos resultantes desta análise não sejam autocorrelacionados, possuindo, então, resíduos aleatórios sem padrões ou dependências espaciais consistentes. Em seguida, foi verificada a ocorrência de multicolinearidade local (função `gwr.collin.diagno`) das unidades amostrais de análise.

O modelo foi validado utilizando validação cruzada (*cross-validation* - CV) por intermédio do método *k-fold* dividindo as UAs em conjuntos de treino (calibração) e teste (predição). Em suma, 10 subconjuntos exclusivos de UAs foram aleatoriamente configurados de forma que a função `gwr.predict` foi processada levando em conta nove subconjuntos

como treino e um subconjunto de teste. Assim, o subconjunto de teste teve os valores de IntAgreg preditos pelo modelo desenvolvido nos subconjuntos de treino. Esta ação foi repetida 10 vezes até que todos os subconjuntos tivessem sido preditos. Ao final dessa sequência, calculou-se a correlação geograficamente ponderada de Spearman (função `gwss`) dos valores preditos pelo CV em relação os valores de IntAgreg observados, utilizando a mesma largura de banda dos modelos originais, a fim de obter uma métrica de acurácia da predição do modelo. Todos os procedimentos foram realizados em ambiente R, com o auxílio dos pacotes `base` e `GWmodel`.

Por fim, os valores observados e preditos foram avaliados, em conjunto, em termos da sua distribuição em relação às classes de IntAgreg. Mapas e gráficos foram criados para subsídio à discussão à luz dos resultados obtidos. Os mapas foram elaborados no ArcGIS 10.4, enquanto os gráficos foram realizados em ambiente R, com o auxílio dos pacotes `dplyr` (Wickham et al., 2018), `tidyr` (Wickham & Henry, 2018), `forcats` (Wickham, 2018a), `stringr` (Wickham, 2018b), `patchwork` (Pedersen, 2017), `ggalluvial` (Brunson, 2018) e `ggplot2` (Wickham, 2016).

4.3 Resultados

A triagem e elaboração do banco de dados de fatalidades resultou num total de 8.909 registros válidos de sapos-cururu. A análise 2D Hotspot reconheceu UAs com padrão agregado para todas as escalas de estudo. Em termos de distribuição por classes de Fisher-Jenks, as categorias de alta criticidade possuíram de 7 (escala 500 m) a 70 (escala 125 m) UAs dentre as diferentes escalas. Os números de UAs de alta criticidade variaram entre 0,32% (escala 100 m) e 0,92% (escala 250 m) do total de UAs, ou seja, a segmentação pelo algoritmo Fisher-Jenks restringiu as classes de alta criticidade a menos de 1% das UAs da ferrovia em cada uma das escalas. Considerando todas as classes em que houve IntAgreg positiva, seu somatório nunca foi maior do que 20% em todas as escalas, indicando que mais de 80% de todas as UAs não apresentaram *hotspots*. Mapas com os resultados das análises 2D Hotspot categorizadas encontram-se no Anexo III.

Os modelos OLS gerados para as diferentes escalas apresentaram baixos valores de R^2 , conforme brevemente comentado na seção de métodos. O maior valor de ajuste do modelo obtido foi de apenas 0,16 (escala 500 m), sugerindo que os modelos OLS não

apresentam explicação razoável das agregações de fatalidades. Por sua vez, as análises de heterocedasticidade de Koenker-Bassett registraram valores muito acima daqueles da hipótese nula, de homocedasticidade, resultando em valores de p significativos para todas as escalas de análise. Por fim, os testes de I de Moran indicaram presença de autocorrelação espacial significativa, com eventos geograficamente agregados. Esses resultados já eram esperados, uma vez que já haviam sido diagnosticadas UAs que consistiam em *hotspots* de fatalidades de sapos-cururu. Um resumo estatístico das informações apresentadas consta da Tabela 5.

Tabela 5: Resumo estatístico dos modelos dos mínimos quadrados ordinários (OLS) para cada uma das escalas de análise. As escalas apresentam os valores de R^2 ajustado, o número de condição de multicolinearidade (MCN), o valor da estatística de heterocedasticidade de Koenker-Bassett com o seu respectivo valor de p e o valor de autocorrelação espacial I de Moran e seu respectivo valor de p .

Escala (m)	R^2 ajustado	Koenker-Bassett	Koenker-Bassett p valor	MCN	I de Moran	I de Moran p valor
100	0.10	300.59	< 0.001	1.87	0.37	< 0.001
125	0.12	362.95	< 0.001	1.87	0.36	< 0.001
250	0.15	213.60	< 0.001	1.87	0.31	< 0.001
500	0.16	121.02	< 0.001	1.92	0.26	< 0.001

O processo de seleção de largura de banda que melhor ajustasse o modelo completo em termos de AICc para cada uma das escalas resultou em larguras de banda com valores entre 5.504 (para o raio de 125 m) e 23.512 (para o raio de 500 m) metros. O número mínimo de vizinhos avaliados pela análise de kernel do GWR variou entre 22 (para os raios de 125 e 250 m) e 30 (para o raio de 100 m), enquanto o número máximo oscilou entre 51 (para o raio de 250 m) e 79 (para o raio de 100 m). Os valores referentes às larguras de banda utilizadas constam da Tabela 6.

Tabela 6: Larguras de banda ótimas (de acordo com o menor AICc) e sumário estatístico do número de vizinhos utilizados em cada um dos modelos completos GWR para cada escala de análise.

Escala (m)	Largura de banda (m)	Número de vizinhos		
		Mínimo	Máximo	Mediana
100	5.860,0	30	79	59
125	5.503,8	22	59	44
250	9.965,0	22	51	41
500	23.512,4	25	57	49

A seleção de modelos *forward stepwise* da GWR indicou dois melhores modelos, com $\Delta AICc \leq 2$, ambos na escala 500 m: IntAgreg~Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Urb_dist e IntAgreg~Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Urb_dist+Ala_dist (Anexo IV). Após os

modelos serem ajustados às suas larguras de banda ideais, foi selecionado o modelo $\text{IntAgreg} \sim \text{Urb_perc} + \text{Flo_perc} + \text{Flo_dist} + \text{Urb_dist}$, com $\Delta\text{AICc} = 16$ em relação ao segundo melhor modelo. Segundo os cálculos de peso (ωAICc), o modelo selecionado apresenta 100% de chance de ser efetivamente o melhor quando comparado aos demais.

O teste de autocorrelação espacial I de Moran para o melhor modelo indicou uma distribuição aleatória dos resíduos ($I = -0,016$, $p > 0,05$), denotando que o viés espacial foi contornado pelo uso do modelo GWR. Aproximadamente 18,5% ($n = 161$) das UAs apresentaram multicolinearidade local > 30 , apontando que nesses locais houve multicolinearidade entre variáveis explicativas (Figura 14). Todavia, nenhuma das UAs era de classes de alta criticidade em termos de fatalidades. Considerando que as duas classes enquadradas dentro de alta criticidade são as mais importantes em termos de explicação e predição para o presente trabalho, o número de UAs com alto MCN foi insignificante.

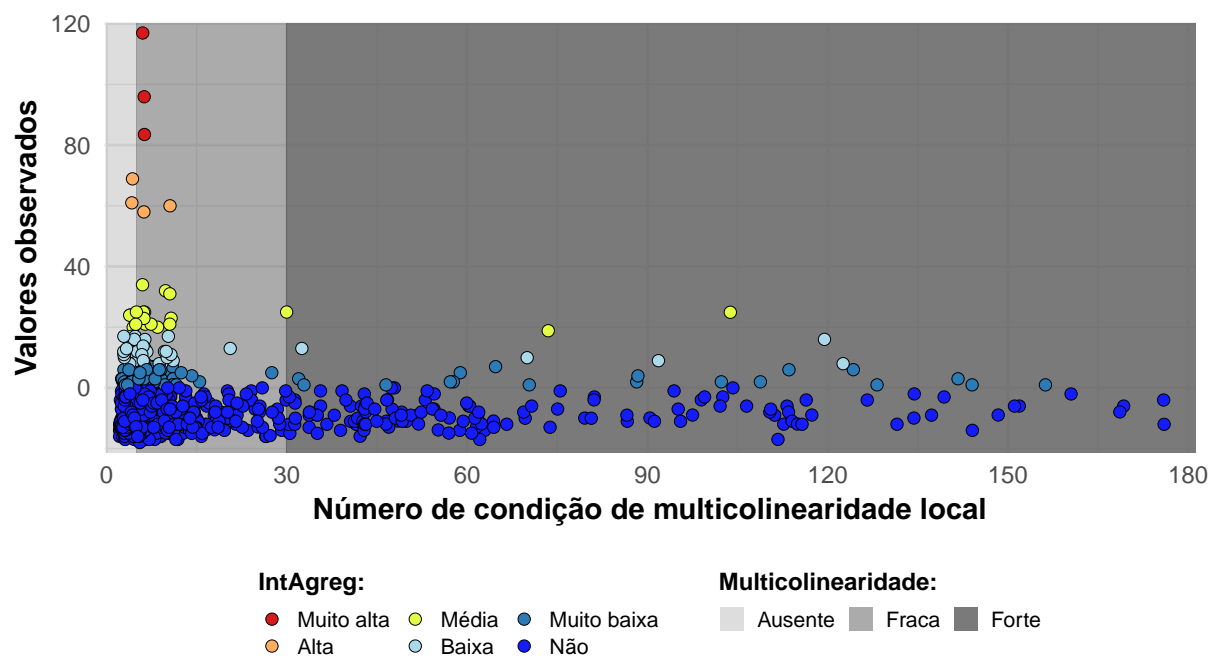


Figura 14: Distribuição dos valores de número de condição de multicolinearidade (MCN) local por valores observados de intensidade e agregação em cada unidade amostral (UA). Pontos em cores distintas indicam a classe de intensidade de agregação de fatalidades à qual a UA pertence. Tons de cinza exibem o grau de força de multicolinearidade.

A disposição do sinal dos coeficientes das regressões locais variou ao longo do traçado da EFC para as quatro variáveis explicativas incluídas no melhor modelo selecionado (Tabela 7, Figura 15). Inicialmente, cabe ressaltar que as variáveis de distância possuem padrão inversamente proporcional, ou seja, quando os seus coeficientes são negativos, a classe tem

relação positiva com a intensidade de agregação. É possível notar, ao analisar o conjunto das variáveis, que nos locais de maior agregação e com alto R^2 local (ver km 314 e 732 a 734), existe uma relação positiva com as áreas urbanas (maior porcentagem de área urbana e menor distância) e também com a porcentagem de floresta (maior porcentagem de fragmento florestal). Entretanto, a distância para a floresta tem relação negativa nesses locais, indicando que, embora seja necessária uma parcela de floresta para prever a intensidade de agregação, ela deve estar afastada da ferrovia.

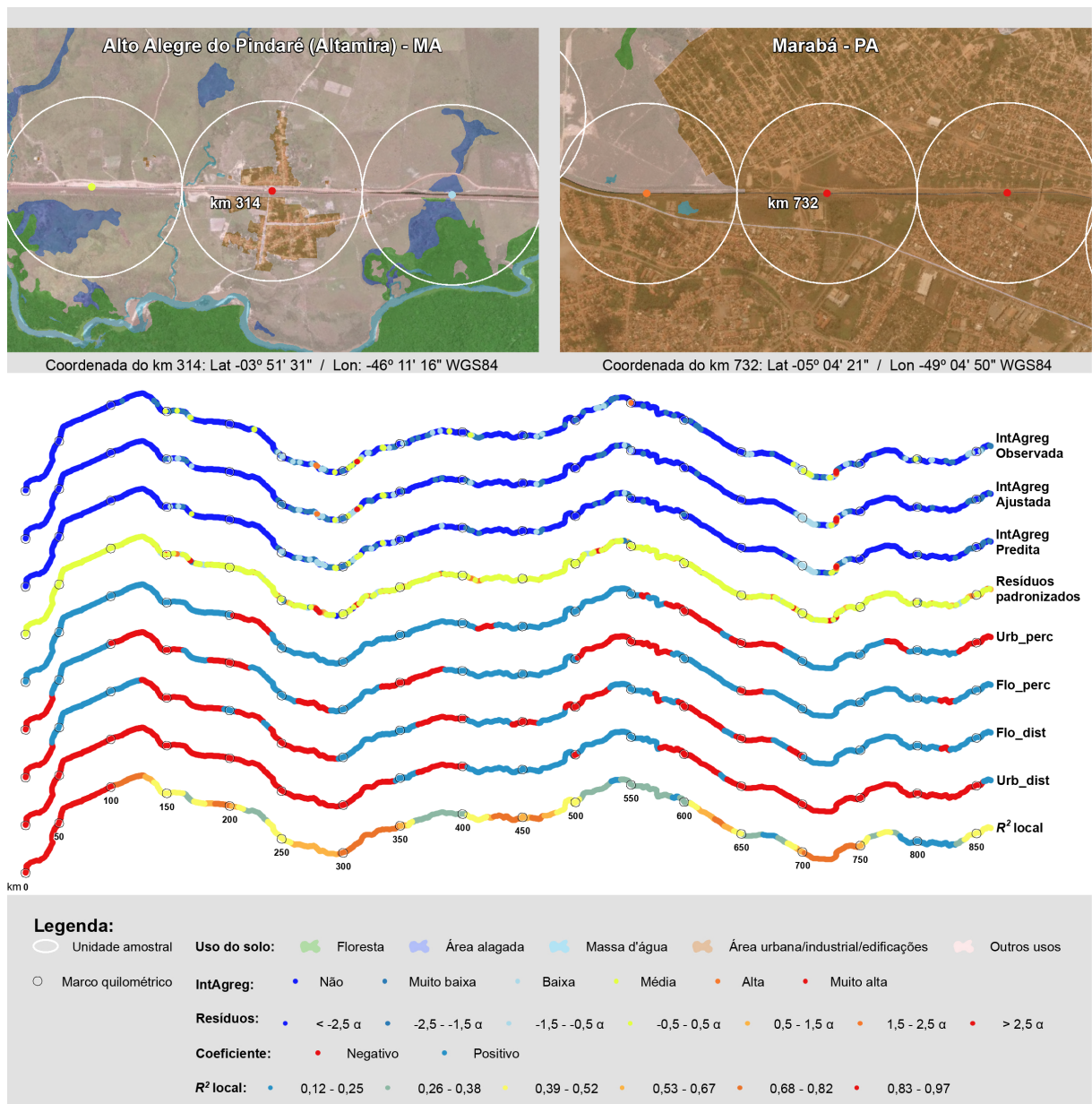


Figura 15: Perfis esquemáticos da Estrada de Ferro Carajás exibindo as intensidades de agregação (IntAgreg) observada, ajustada e predita, a distribuição espacial dos coeficientes do modelo, os valores de ajuste local das regressões (R^2) e os resíduos padronizados por classe de desvio-padrão. As imagens representam dois locais de IntAgreg Muito alta com seu respectivo uso do solo.

Tabela 7: Tabela-resumo das UAs classificadas com alta criticidade apresentando o número de fatalidades (n), coeficientes, R^2 local e os valores observados (Obs) e preditos (Pred) de intensidade de agregação, além dos resíduos dos modelos, a categoria de Fisher-Jenks de classificação e o valor de correlação geograficamente ponderada de Spearman (r_s). Valores negativos estão representados em vermelho.

km	n	Coeficiente					R^2 local	Valor			IntAgreg		r_s
		Intercepto	Urb_perc	Flo_perc	Flo_dist	Urb_dist		Obs	Pred	Resíduo	Obs	Pred	
279	47	-8.47	7.90	-4.58	-31.68	-7.70	0.59	60.98	1.48	59.50	Alta	Muito baixa	0.21
280	112	-8.21	8.16	-4.25	-30.88	-7.29	0.59	68.88	16.33	52.55	Alta	Baixa	0.20
314	142	24.63	11.93	10.58	66.26	-8.93	0.81	116.95	30.95	86.00	Muito alta	Média	0.15
553	63	-2.67	2.54	-5.37	1.49	6.73	0.30	60.00	-2.15	62.15	Alta	Não	0.18
731	63	-0.81	4.18	5.16	18.02	-6.55	0.77	57.99	30.35	27.64	Alta	Média	0.49
732	97	-0.73	4.11	5.18	18.38	-6.42	0.77	95.94	55.87	40.07	Muito alta	Alta	0.49
733	92	-0.65	4.04	5.19	18.74	-6.28	0.77	83.50	87.43	-3.92	Muito alta	Muito alta	0.48
734	50	-0.64	3.98	5.18	19.07	-6.23	0.77	-7.98	67.29	-75.27	Não	Alta	0.48

Os valores obtidos pelo modelo preditivo apresentaram correlação positiva fraca ou moderada para as principais ZCF registradas (Tabela 7) quando comparados aos valores de IntAgreg observados. Aprofundando a análise nas UAs cuja IntAgreg é de alta criticidade, nota-se que o modelo previu apenas três elementos nessas classes (UAs 732, 733 e 734), enquanto sete haviam sido observados. Desses três, dois foram corretamente apontados pelo modelo como de alta criticidade (732 e 733), entretanto, uma outra UA que anteriormente não era considerada *hotspot* passou a sê-lo (734). Essas três UAs foram aquelas em que se obteve maiores valores de correlação geograficamente ponderada. Das UAs de alta criticidade que foram originalmente observadas, o modelo previu que duas delas seriam de classe Média, uma de classe Baixa, uma de classe Muito baixa e uma Não agregação (Tabela 7, Figura 16). Todavia, ainda que tenha havido alterações de conformação em termos de classe, a análise dos resíduos padronizados apresenta, numericamente, que cerca de 93% das UAs ($n = 807$) estão num intervalo de até 1,5 desvios-padrão, indicando baixo índice de erro do modelo (ver Figura 15).

4.4 Discussão

As fatalidades de sapos-cururu na Estrada de Ferro Carajás mostraram-se espacialmente agregadas. Esse tipo de padrão é um fenômeno já descrito para anfíbios em rodovias no Brasil (Coelho et al., 2012) e no mundo (Sillero, 2008; Langen et al., 2009; Matos et al., 2012). Para sapos-cururu, tal fato se deve muito em função da sua grande fidelidade à feição aquática na qual nasceram (Schlupp & Podlousky, 1994). Neste sentido, era esperado que padrões aglomerados ocorressem também em ferrovias (para mais detalhes, ver “Capítulo 1 - Onde”).

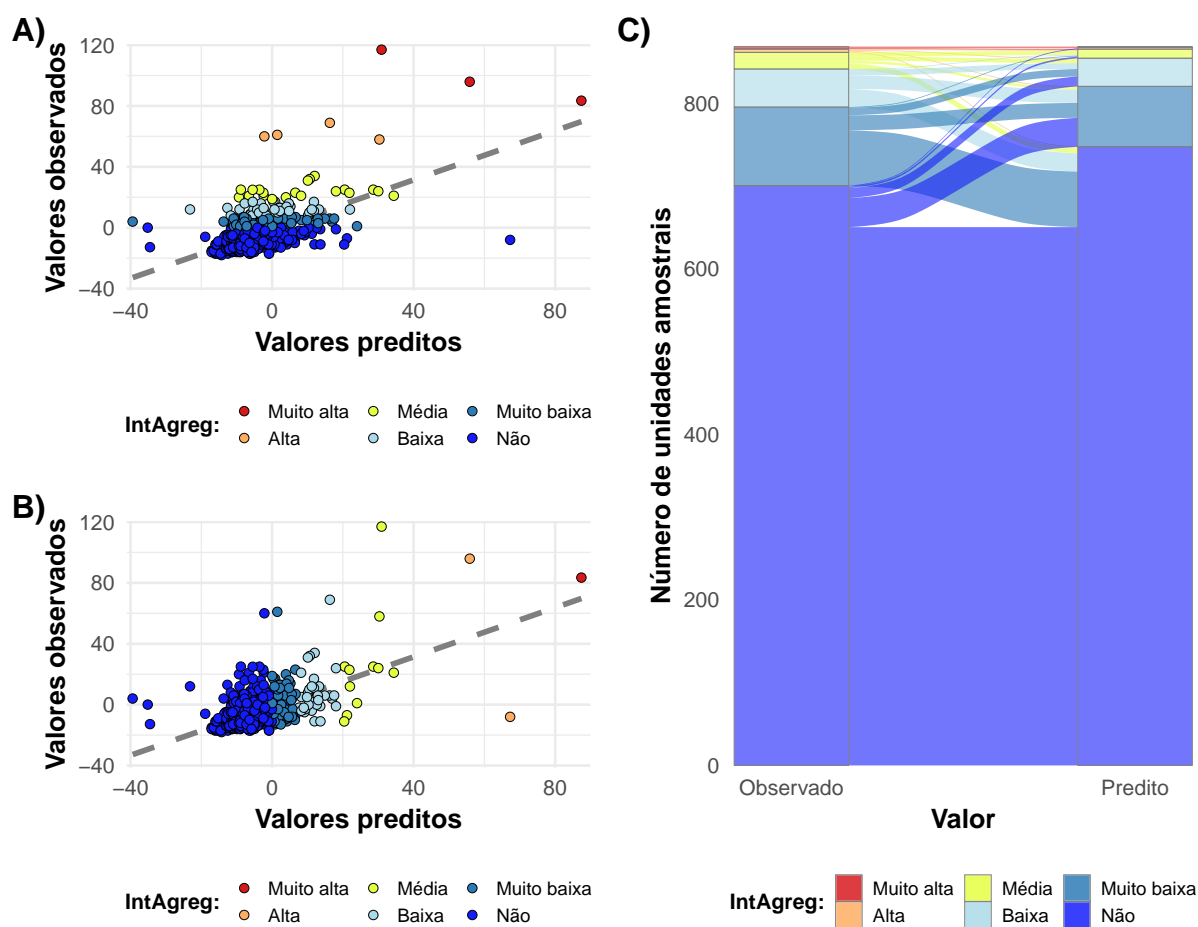


Figura 16: Análise gráfica dos valores observados e preditos do melhor modelo GWR em relação às classes de intensidade de agregação. A) Classes de intensidade de agregação dos valores observados; B) Classes de intensidade de agregação dos valores preditos; C) Diagrama aluvial exibindo a migração do número de UAs das diferentes classes de intensidade de agregação entre valores observados e valores preditos.

O uso do solo mais relacionado à intensidade de agregação de fatalidades foi o de áreas urbanas/industriais/edificações. Nos modelos *forward stepwise*, a porcentagem de áreas urbanas foi a que apresentou melhor ajuste, sendo selecionada em primeiro lugar dentre as variáveis explicativas em todas as escalas. Os locais de maior intensidade de agregação apresentaram coeficientes positivos para essa variável. Situação similar ocorreu com a distância para áreas urbanizadas, todavia, com coeficientes negativos, indicando relação das fatalidades com uma maior proximidade a esse tipo de feição. *Rhinella marina* vem se tornando uma espécie associada ou comensal aos humanos (Zug & Zug, 1979), ocupando o entorno de edificações e quintais em áreas suburbanas (Krakauer, 1968). Apesar de esse ser um resultado aparentemente surpreendente, tal relação já foi reportada para anfíbios em rodovias (Ray et al., 2006; Glista et al., 2007; Elzanowski et al., 2009). Em um estudo

no sul do Brasil, um modelo explicativo apontou a iluminação artificial como principal variável explicativa de agregação de fatalidades de uma espécie de sapo-cururu (Coelho et al., 2012). Postes de luz costumam ser locais favoritos desses animais em decorrência da disponibilidade de insetos atraídos pela fonte luminosa (Wright & Wright, 1949; Zug & Zug, 1979; Henderson & Powell, 2001).

Ambas as variáveis explicativas relacionadas a floresta, distância e percentual, foram selecionadas pelo modelo GWR, embora com relações distintas. Nas UAs de maior intensidade de agregação previstas pelo modelo, os coeficientes de distância para floresta apresentaram sinal positivo, um indicativo de que essa feição deve estar distante da ferrovia para prever as fatalidades. Todavia, nessas mesmas UAs, a presença de floresta obteve coeficientes positivos, sugerindo que deve existir algum fragmento florestal dentro da zona tampão da UA. Indo além, os locais onde o modelo não conseguiu prever corretamente a classe “Alto *hotspot*” de fatalidades, ou o coeficiente da distância era negativo (indicando proximidade de floresta da ferrovia) ou o coeficiente de floresta era negativo (indicando ausência de floresta na UA). Juntando essas informações, conclui-se que para o modelo prever bem locais de alta agregação de fatalidades é necessário ter floresta dentro da UA, entretanto, ela deve estar afastada do eixo da ferrovia. Um dos raros trabalhos sobre anfíbios em empreendimentos ferroviários aponta áreas de agricultura e de floresta como preferidas por uma espécie da família Bufonidae (Budzik & Budzik, 2014). Contudo, o estudo pondera que esses locais eram os que possuíam maior disponibilidade de áreas de reprodução, o que põe em xeque a real contribuição dessas matrizes para a explicação das fatalidades. Observações idênticas às encontradas por Budzik & Budzik (2014) já foram relatadas para rodovias (Santos et al., 2007). Num estudo que considerou um *pool* de espécies do gênero *Rhinella* de uma região do Brasil central, a presença de floresta apresentou efeito negativo em termos de predição num modelo de ocupação baseado em locais de fatalidade numa rodovia (Santos et al., 2018). *Rhinella marina* não é uma espécie florestal, apesar de ser comumente vista em vilarejos e pequenas áreas abertas com presença de floresta adjacente (Zug & Zug, 1979). A ecologia da espécie reforça uma interação entre matrizes urbanas e florestais como preditoras da presença de sapos-cururu. Os resultados obtidos indicam que se deve ter cautela quanto à proposição de medidas mitigadoras de fatalidades de sapos-cururu baseada exclusivamente em corredores florestais.

Inesperadamente, feições aquáticas não foram consideradas pelo melhor modelo como explicação para as fatalidades de sapos-cururu. Anfíbios estão intimamente relacionados com ambientes aquáticos, notadamente em função de sua reprodução e ontogênese serem dependentes de água. Corpos d'água próximos a rodovias estão ligados a agregações de fatalidade em rodovias (Orłowski, 2007; Santos et al., 2007; Langen et al., 2009; Souza et al., 2015), embora tal interação não tenha sido observada em um estudo em ferrovias (Budzik & Budzik, 2014). As fatalidades de sapos-cururu na EFC foram temporalmente agregadas nos períodos de maior pluviosidade (ver Capítulo 1 - Quando) (Dornas et al., 2019), indicando que não apenas o espaço exerce influência sobre as aglomerações de fatalidades. Sapos-cururu em áreas tropicais se reproduzem em lagoas rasas e temporárias (Heatwole et al., 1968) podendo esses animais estarem ausentes em locais que não dispõem de poças com essas características (Morrison et al., 2004; Pikacha et al., 2015). Sapos-cururu tendem a realizar a desova em poças temporárias de água parada, lamacentas, rasas, com margens relativamente abertas (não-vegetadas) e não íngremes (Hagman & Shine, 2006). Todas essas características condizem com as das poças temporárias encontradas durante a estação chuvosa nas estradas de acesso da EFC (Dornas, R.A.P., observação pessoal - Figura 17). Entretanto, existe a possibilidade que em determinados locais florestados, a cobertura das árvores possa camuflar poças d'água, tornando-as não detectáveis pelos satélites ou, ainda, que a resolução do mapeamento de uso do solo não seja suficiente para captar pequenas poças d'água ou brejos sazonalmente secos (ver Figura 15).



Figura 17: Poças temporárias encontradas em estrada de acesso à Estrada de Ferro Carajás.

O presente trabalho trouxe como variáveis independentes apenas atributos da paisagem relacionados com aspectos da história natural de *Rhinella*. Todavia, além das feições fitofisionômicas de entorno, aspectos da via também devem ser considerados como variáveis preditoras, uma vez que a ocorrência das fatalidades depende tanto da presença do animal no local (muito influenciada pelas variáveis de uso do solo) quanto da letalidade da via (influenciada pelos atributos da ferrovia) (Roger & Ramp, 2009; Visintin et al., 2017). No caso de vertebrados de menor porte, como é o caso dos sapos-cururu, passagens em nível (PN) podem representar uma chance de sucesso de travessia da ferrovia, uma vez que esses animais parecem ser incapazes de saltar os trilhos. Para quelônios, entretanto, as PN fornecem acesso à porção entre trilhos, formando uma armadilha ecológica (ver Capítulo 1 - Discussão). Uma gama de estruturas de drenagem de água está presente ao longo da via, o que também pode facilitar a travessia, desta feita, por baixo da ferrovia. Além disso, questões relacionadas ao barotrauma ainda precisam ser melhor elucidadas. Como supõe-se que altas velocidades sejam as causadoras desse tipo de lesão, a velocidade máxima também deveria ser mapeada e incluída como variável explicativa. Por fim, a topografia adjacente à via pode ser um fator limitante para determinadas espécies, incluídos os sapos-cururu, especialmente em locais íngremes (Santos et al., 2007), como cortes e aterros de grandes dimensões. Uma compilação das variáveis independentes com potencial para serem consideradas em estudos abordando modelos explicativos de fatalidades de fauna em ferrovias pode ser encontrada no Anexo V.

O modelo de melhor ajuste foi aquele com maior raio dentre as opções testadas: 500 m. Um estudo apontou que a zona de efeito de uma ferrovia na distribuição de um anfíbio arborícola possui impacto potencial nos primeiros 500 m, sendo maior quanto mais próximo da linha férrea (Clauzel et al., 2013). Modelos explicativos de atropelamentos de anfíbios e répteis em rodovias encontraram como melhores escalas de análises os raios 50 e 100 m, com escalas maiores, incluindo 500 m, obtendo performance muito inferior (Langen et al., 2009). Essa diferença pode se dar em função de duas hipóteses. A primeira delas é a diferença entre métodos, haja vista que o modelo adotado no presente trabalho avalia as variáveis em cada unidade amostral de análise em função do peso dos seus vizinhos, enquanto o referido estudo utilizou modelos de regressão logística para avaliar a influência das variáveis. A outra questão diz respeito aos *taxa* de análise. Nenhum bufonídeo estava presente na lista de espécies atropeladas e que foram modeladas, agregando, inclusive, répteis ao modelo. Por sua vez, o táxon desse estudo consiste num grupo composto

exclusivamente por anfíbios da família Bufonidae. Assim, existe um viés ecológico entre os grupos de estudo, o que permite questionar se ambos são realmente comparáveis. Embora as escalas tenham sido escolhidas com base na história natural de *Rhinella* (Pittman et al., 2014), existe a necessidade de se aplicar o modelo também em maiores escalas. Assumir como verdadeira uma escala de efeito igual à maior (ou menor) escala testada é uma abordagem limitada, uma vez que esse resultado pode indicar que a verdadeira escala de efeito está fora do intervalo analisado (Jackson & Fahrig, 2015). Uma diretriz geral, baseada em simulação, é que o raio de estudo em uma paisagem deva ser de 4 a 9 vezes a distância de dispersão mediana ou de 0,3 a 0,5 vezes a distância máxima de dispersão máxima da espécie-alvo (Jackson & Fahrig, 2012). Valores máximos de dispersão de bufonídeos podem alcançar 3,5 km (Sinsch, 2014). Desta forma, escalas até 1.750 m de raio poderão maximizar o ajuste do modelo.

Este estudo é o primeiro, em ecologia de estradas, a abordar fatalidades em empreendimentos viários com um método que leva em conta a não estacionaridade dos dados. Como regra geral em eventos espaciais, “todas as coisas estão relacionadas entre si, mas coisas mais próximas são mais relacionadas entre si do que coisas mais distantes” (Tobler, 1970). Portanto, é preciso avaliar questões de autocorrelação espacial em eventos agregados, como são, frequentemente, as fatalidades em infraestrutura viária. A autocorrelação espacial representa um problema para testes estatísticos, uma vez que ela viola a premissa de independência dos dados, exigida na maioria dos procedimentos estatísticos padrão (Legendre, 1993). Assim, modelos OLS puros dificilmente se aplicariam a dados de ecologia de estradas, apesar de virem sendo utilizados sem checagem de autocorrelação ou heterogeneidade espacial, inclusive em estudos tendo anfíbios como grupo de estudo (p. ex. Glista et al. (2007) e Coelho et al. (2012)). O GWR trata a heterogeneidade espacial permitindo que os coeficientes variem entre as observações. Dessa forma, uma mesma configuração de coeficientes pode ser capaz de explicar contextos localmente diferentes. Por se tratar de um método espacialmente explícito que leva em conta o peso dos vizinhos, o GWR é capaz de defasar as regressões locais com esses pesos, eliminando autocorrelações espaciais entre os resíduos do modelo e garantindo conformidade às premissas estatísticas.

O modelo gerado pelo GWR apresentou uma moderada capacidade preditiva de intensidade de agregação de fatalidades de sapos-cururu. De forma geral, o modelo

comportou-se de forma conservadora no que tange a apontar as UAs de alta criticidade. Assim, com a presença de poucos valores extremos, o modelo apontou apenas uma UA de alta criticidade que consistia em um falso-positivo. Todavia, esse local consistia em um vizinho imediato de uma UA originalmente considerada como de IntAgreg Muito alta. De qualquer maneira, se medidas mitigadoras 100% eficientes fossem implantadas nas três UAs previstas pelo modelo como de alta criticidade, abrangendo os vizinhos imediatos para cada lado (nesse caso, do início do km 731 ao final do km 735), 3,5% ($n = 315$) das fatalidades de sapos-cururus teria sido poupada mitigando apenas 0,56% (5 km) de ferrovia. Cabe ainda ressaltar que as cinco UAs mais intensas previstas como de IntAgreg Média consistem em uma UA observada como classe Muito alta, uma como Alta e outras três de IntAgreg Média. Assim, considerando as oito UAs mais intensas pelo modelo de predição, constata-se que, caso houvesse mitigação nessas UAs, o dinheiro investido não teria sido em vão.

O presente trabalho apresentou um modelo explicativo e preditivo de fatalidades de sapos-cururu em uma ferrovia da Amazônia brasileira. Foram utilizadas diversas escalas de análise por intermédio do modelo GWR, de caráter não estacionário e que pesa as áreas amostrais vizinhas para gerar regressões lineares locais. O modelo relacionou as fatalidades de sapos-cururu a uma maior proporção de áreas urbanas e florestas, além de uma maior proximidade a áreas urbanas e maior distância a floresta. A acurácia do modelo preditivo obtido foi considerada moderada, embora tenha sido capaz de localizar com sucesso algumas das áreas de maior intensidade de agregação de fatalidades. A ecologia de ferrovias, área de pesquisa relativamente nova, carece de modelos explicativos e preditivos para fatalidades de fauna, notadamente no que tange a atributos relacionados à paisagem e de infraestrutura ferroviária. Essa é uma prioridade de pesquisa que pode fazer contribuições importantes para a gestão de ferrovias e a mitigação de impactos, especialmente se os modelos resultantes forem aplicados em fases iniciais do licenciamento ambiental.

5 Conclusão

Os dois capítulos dessa dissertação trouxeram uma série de informações dantes não abordadas em ecologia de ferrovias. O Capítulo 1 tinha por objetivo responder as principais perguntas acerca da grande fatalidade de sapos-cururu (*Rhinella* gr. *marina*) observada durante um monitoramento a pé na Estrada de Ferro Carajás. Como e Por que, Quantos, Quando e Onde Morrem foram respondidas com sucesso. Foram apresentadas hipóteses para serem testadas em estudos futuros sobre como esses animais de pequeno porte morrem na ferrovia, tais como dessecação e barotrauma, além do próprio atropelamento. Aparentemente, os animais morrem em função do efeito-barreira ocasionado pelos trilhos durante as migrações desses animais para áreas reprodutivas. Constatou-se que um grande número de sapos-cururu morre todos os anos na EFC, com potencial para causar depleção nas populações existentes. Uma forte influência dos períodos de transição da seca para a chuva e na própria chuva foi evidenciada pelos resultados obtidos. Dessa forma, esforços devem ser realizados pelas concessionárias de ferrovias no sentido de garantir a limpeza e manutenção das passagens para a fauna, especialmente logo antes e durante a estação chuvosa. Por fim, as fatalidades de sapos-cururu apresentaram-se espacialmente agregadas. Ainda que esse padrão seja conhecido em rodovias, este estudo é pioneiro em relatar tal fenômeno para ferrovias. Uma parcela significativa das fatalidades de sapos-cururu poderia ser evitada com investimento em uma pequena extensão da ferrovia. Não se explorou, neste Capítulo 1, as variáveis espaciais que favoreceriam as fatalidades, embora se tenha verificado que as diferentes zonas críticas de fatalidade compartilhavam algumas coberturas do solo: área urbana, floresta e água.

O Capítulo 2 objetivou uma melhor compreensão dos fatores envolvidos nas fatalidades de sapos-cururu. A ideia inicial era que se explorasse tanto variáveis da estrutura ferroviária e suas características intrínsecas quanto a sua paisagem de entorno. Todavia, uma vez que não foram obtidas informações sobre os aspectos da ferrovia com a acurácia necessária, optou-se por apenas considerar os parâmetros de uso da terra. Confirmando os achados do Capítulo 1, as fatalidades apresentaram-se agregadas para quatro diferentes escalas de análise, idealizadas em função da dispersão conhecida para anuros do gênero *Rhinella*. Um resultado importante obtido neste capítulo foi de que não havia um bom modelo global para explicar as agregações em toda a ferrovia, sendo necessário construir modelos locais. O melhor modelo não estacionário de Regressão Geograficamente Ponderada

(GWR) apontou a escala de 500 m com relação positiva para os parâmetros proporção de área urbana, proporção de floresta e proximidade de área urbana e relação negativa para proximidade de floresta. A interface preditiva do modelo apresentou correlação moderada entre os valores observados e preditos da intensidade de agregação de fatalidades. Em termos de UAs de alta criticidade, o modelo foi capaz de prever algumas das mais intensas agregações que, caso fossem mitigadas com eficácia, poderiam diminuir a vulnerabilidade dos sapos-cururu à ferrovia, resultando em menor número de mortes.

Esse estudo buscou aportar novos dados e evidências acerca de ecologia de ferrovias no Brasil. Os resultados obtidos poderão ser utilizados para subsidiar a adequação de políticas públicas, notadamente no que concerne ao monitoramento e mitigação de fatalidades em ferrovias de grupos faunísticos constituídos de espécies de pequeno porte. Espera-se que os modelos elaborados possam ser testados e ampliados em diversos contextos geográficos, de forma a aperfeiçoá-los para que possam contribuir efetivamente dentro do processo de licenciamento ambiental de ferrovias no país.

6 Considerações finais

A ecologia de ferrovias é uma área ainda muito incipiente em termos do número de publicações e conhecimento geral acerca de padrões. Felizmente, durante os dois anos dessa dissertação (2017-2018), algumas novas publicações surgiram, facilitando a discussão sobre o tema, ainda que poucas delas tratando de ecologia aplicada, resumindo-se a revisões de assuntos específicos ou estudos de caso (ver Borda-de-Água et al. (2017b)). A criação do Transportation Research and Environmental Modeling Lab - IGC/UFMG (TREM), que dentre outras linhas de pesquisa estuda ecologia de estradas, tenciona investigar tópicos que atualmente consistem em lacunas. O Capítulo 1 dessa dissertação é uma prova disso. Publicado em uma revista de alto fator de impacto, Qualis A1 da Capes em Ciências Ambientais, trouxe uma série de novidades para a literatura de ecologia de ferrovias. Além disso, nos últimos anos o TREM vem organizando e incentivando uma série de ações de extensão, como o Workshop de Inteligência Geográfica Aplicada ao Planejamento de Transportes e o Workshop de Ferrovias - “Monitoramento da mortalidade de fauna e medidas mitigadoras em ferrovias: protocolos de amostragem e sua publicização”. Tais atividades aspiram englobar *stakeholders* e retornar conhecimento científico para a sociedade, na forma subsídio a políticas públicas.

Alguns percalços tiveram que ser superados ao longo desse trabalho. O projeto almejava elaborar um modelo preditivo que englobasse variáveis da paisagem de entorno da ferrovia, mas também aspectos da própria infraestrutura ferroviária. Várias dessas informações carecem de autorizações especiais para serem compartilhadas e divulgadas pelas concessionárias, como ocorreu nesse caso. Uma ideia para aperfeiçoar modelos é incorporar a obrigatoriedade da cessão de dados, pelo empreendedor, de variáveis explicativas em formato acessível por *softwares* de GIS durante o processo de licenciamento ambiental e em programas de monitoramento de fatalidades de fauna. Adotando uma forma sistemática e padronizada de obtenção desses dados, a ecologia de estradas - e de ferrovias - poderia ter um incrível salto na qualidade dos seus estudos e, conseqüentemente, na aplicação de seus resultados em situações reais. Indo além, tais modelos poderiam ser utilizados em fases iniciais do licenciamento ambiental, auxiliando, por exemplo, na prospecção de alternativas locais para novos empreendimentos. A lógica atual, de coletar dados de fatalidade em um monitoramento e apenas depois propor medidas mitigadoras é ruim por dois motivos: 1) Um sem número de animais já morreu; 2)

Como é necessário tempo para determinar padrões temporais e espaciais de mortalidade, quando da proposta de medidas mitigadoras, muitas das vezes o processo de implantação da via já está em desmobilização e sem recursos financeiros para serem empenhados. Modelos também poderiam auxiliar nos raros casos em que a implantação de aparatos de mitigação é requisitada antes da instalação da via. Atualmente, o procedimento-padrão visa encontrar potenciais corredores ecológicos (basicamente áreas de floresta e/ou corpos d'água) e propor medidas mitigadoras típicas para animais de médio e grande porte. Resultados provenientes dessa dissertação sugerem que essa estratégia pode não ser necessariamente a mais adequada, especialmente para espécies comuns e de pequeno porte com grande incidência de fatalidades.

Uma série de questões ainda permanece em aberto baseado nas observações de campo ou de resultados provenientes dessa dissertação. A primeira e talvez mais clara delas seja o modo como os sapos-cururu morrem na ferrovia. Além daquelas hipóteses já lançadas, outra possibilidade é a de os sapos morrerem por intoxicação ao creosoto, um produto químico proveniente do carvão utilizado para preservar a madeira dos dormentes contra patógenos. Essa opção não foi elencada no presente trabalho por não haver evidências. Contudo, tal produto já foi considerado causador de morte de rinocerontes na África (Kock et al., 1994). Compreender de forma mais assertiva como os sapos-cururu morrem seria de extrema importância para idealizar medidas mitigadoras. Outras questões estão relacionadas à detecção e remoção das carcaças na ferrovia. Aqui, utilizamos apenas um *proxy* de detecção e não se buscou pesquisar diferenças geográficas na remoção, considerando, então, que ela aconteceria de forma uniforme em toda a ferrovia. O conhecimento incompleto desses problemas acarreta em resultados menos acurados de quantos animais morrem nesses empreendimentos. Por fim, o modelo gerado carece de ser testado em diferentes ferrovias e rodovias, tanto em áreas da Amazônia quanto em outros contextos geográficos. Para que um modelo seja considerado transferível para outras regiões, é altamente recomendado que ele seja validado por um conjunto de teste completamente independente daquele utilizado para calibrar o modelo (sugiro ver discussão em Wenger & Olden (2012)). O presente projeto tinha como objetivo fazer a validação com os resultados preliminares do Programa de Monitoramento de Atropelamento de Fauna do Ramal Ferroviário S11D (RFS11D), uma ferrovia de aproximadamente 100 km que tem seu fim na própria EFC. Novamente, a questão da cessão de dados foi um problema, mas sigo confiante de que essa questão da validação de

dados ainda poderá ser realizada utilizando o RFS11D como conjunto de teste em algum momento no futuro.

Finalmente, essa dissertação comprova que, com boa vontade e organização, é possível que o licenciamento ambiental e a ciência, ambos tão maltratados, possam andar juntos. É fundamental que andem juntos. O montante de dinheiro comprometido no licenciamento ambiental e em seus programas definitivamente não pode ser em vão. Em épocas de redução de gastos com a educação, principalmente a superior, programas de pesquisa e desenvolvimento, com participação da academia, deveriam ser estimulados. Todos os atores envolvidos devem estar imbuídos da ideia que os resultados fornecidos pelos programas do licenciamento ambiental só se traduzirão em benefícios e aplicações ambientais quando o rigor científico for adotado nas abordagens metodológicas e de análise de dados.

7 Referências bibliográficas

- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M. & Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6): 711–728.
- Ampl. 2011. Estudo Ambiental e Plano Básico Ambiental – EA/PBA - Expansão da Estrada de Ferro Carajás – EFC. Belo Horizonte: Ampl Engenharia e Gestão de Projetos.
- Anselin, L. 2005. *Exploring Spatial Data with GeoDa: A Workbook*. Urbana, IL: Center for Spatially Integrated Social Science.
- Anselin, L., Syabri, I. & Kho, Y. 2006. GeoDa: An Introduction to Spatial Data Analysis. *Geographical Analysis*, 38(1): 5–22.
- Ashley, E.P. & Robinson, J.T. 1996. Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the long point causeway, Lake Erie, Ontario. *Canadian Field-Naturalist*, 110(3): 403–412.
- Attademo, A.M., Peltzer, P.M., Lajmanovich, R.C., Elberg, G., Junges, C., Sanchez, L.C. & Bassó, A. 2011. Wildlife vertebrate mortality in roads from Santa Fe Province, Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82: 915–925.
- Barber, C.P., Cochrane, M.A., Souza, C.M. & Laurance, W.F. 2014. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation*, 177: 203–209.
- Barrientos, R., Ascensão, F., Beja, P., Pereira, H.M. & Borda-de-Água, L. 2019. Railway ecology vs. road ecology: similarities and differences. *European Journal of Wildlife Research*, 65(1): 12.
- Barrientos, R. & Bolonio, L. 2009. The presence of rabbits adjacent to roads increases polecat road mortality. *Biodiversity and Conservation*, 18(2): 405–418.
- Barrientos, R. & de Dios Miranda, J. 2012. Can we explain regional abundance and road-kill patterns with variables derived from local-scale road-kill models? Evaluating transferability with the European polecat. *Diversity and Distributions*, 18(7): 635–647.
- Barrientos, R., Martins, R.C., Ascensão, F., D'Amico, M., Moreira, F. & Borda-de-Água, L. 2018. A review of searcher efficiency and carcass persistence in infrastructure-driven mortality assessment studies. *Biological Conservation*, 222(November 2017): 146–153.
- Bartoń, K. 2017. *MuMIn: Multi-Model Inference*. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=MuMIn>>.
- Bartoszek, J. & Greenwald, K.R. 2009. A population divided: railroad tracks as barriers to gene flow in an isolated population of marbled salamanders (*Ambystoma opacum*). *Herpetological Conservation and Biology*, 4(2): 191–197.
- Baxter-Gilbert, J.H., Riley, J.L., Neufeld, C.J.H., Litzgus, J.D. & Lesbarrères, D. 2015. Road mortality potentially responsible for billions of pollinating insect deaths annually. *Journal of Insect Conservation*, 19(5): 1029–1035.
- Beckmann, C., Crossland, M.R. & Shine, R. 2011. Responses of Australian wading birds to a novel toxic prey type, the invasive cane toad *Rhinella marina*. *Biological Invasions*, 13(12): 2925–2934.
- Beckmann, C. & Shine, R. 2009. Impact of invasive cane toads on Australian birds. *Conservation Biology*, 23(6): 1544–1549.
- Beckmann, C. & Shine, R. 2015. Do the numbers and locations of road-killed anuran carcasses accurately reflect impacts of vehicular traffic? *The Journal of Wildlife Management*, 79(1): 92–101.
- Beebee, T.J.C. 2005. Conservation genetics of amphibians. *Heredity*, 95(6): 423–427.
- Beebee, T.J.C. 2013. Effects of road mortality and mitigation measures on amphibian populations. *Conservation Biology*, 27(4): 657–668.
- Belsley, D.A., Kuh, E. & Welsch, R.E. 1980. *Regression Diagnostics: Identifying Influential Data and Sources of Collinearity*. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc.

- Bivand, R.S. 2017. *classInt: Choose Univariate Class Intervals*. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=classInt>>.
- Bíl, M., Andrášik, R. & Janoška, Z. 2013. Identification of hazardous road locations of traffic accidents by means of kernel density estimation and cluster significance evaluation. *Accident Analysis & Prevention*, 55: 265–273.
- Bonnet, X., Shine, R. & Lourdais, O. 2002. Taxonomic chauvinism. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(1): 1–3.
- Borda-de-Água, L., Barrientos, R., Beja, P. & Pereira, H.M. 2017a. Railway Ecology. In: L. Borda-de-Água, R. Barrientos, P. Beja & H. M. Pereira (Orgs.), *Railway Ecology*. Cham: Springer International Publishing.
- Borda-de-Água, L., Barrientos, R., Beja, P. & Pereira, H.M. 2017b. *Railway Ecology*. Cham: Springer International Publishing.
- Borda-de-Água, L., Grilo, C.B. & Pereira, H.M. 2014. Modeling the impact of road mortality on barn owl (*Tyto alba*) populations using age-structured models. *Ecological Modelling*, 276: 29–37.
- Brattstrom, B.H. 1962. Homing in the Giant Toad, *Bufo marinus*. *Herpetologica*, 18(1955): 176–180.
- Breusch, T.S. & Pagan, A.R. 1979. A simple test for heteroscedasticity and random coefficient variation. *Econometrica*, 47(5): 1287.
- Brunette, W., Sundt, M., Dell, N., Chaudhri, R., Breit, N. & Borriello, G. 2013. Open Data Kit 2.0: expanding and refining information services for developing regions. In: *Proceedings of the 14th Workshop on Mobile Computing Systems and Applications - HotMobile '13*. New York, New York, USA: ACM Press.
- Brunson, J.C. 2018. *ggalluvial: Alluvial Diagrams in 'ggplot2'*. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=ggalluvial>>.
- Budzik, K.A. & Budzik, K.M. 2014. A preliminary report of amphibian mortality patterns on railways. *Acta Herpetologica*, 9(1): 103–107.
- Caro, T., Dobson, A., Marshall, A.J. & Peres, C.A. 2014. Compromise solutions between conservation and road building in the tropics. *Current Biology*, 24(16): R722–R725.
- Carboncini, R.A.S., Roper, J.J. & Passos, F.C. 2016. Edge effects without habitat fragmentation? Small mammals and a railway in the Atlantic Forest of southern Brazil. *Oryx*, 50(03): 460–467.
- Charlton, M. & Fotheringham, A.S. 2009. Geographically Weighted Regression - White Paper.
- Clark, J.A. & May, R.M. 2002. Taxonomic bias in conservation research. *Science*, 297(5579): 191–192.
- Clauzel, C., Girardet, X. & Foltête, J.-C. 2013. Impact assessment of a high-speed railway line on species distribution: Application to the European tree frog (*Hyla arborea*) in Franche-Comté. *Journal of Environmental Management*, 127: 125–134.
- Clevenger, A.P., Chruszcz, B. & Gunson, K.E. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109(1): 15–26.
- Coelho, A.V.P., Coelho, I.P., Kindel, A. & Teixeira, F.Z. 2014. *Siriema - Programa para atropelamentos em rodovias*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Disponível em: <www.ufrgs.br/siriema/>.
- 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(4): 689–699.
- Coelho, I.P., Teixeira, F.Z., Colombo, P., Coelho, A.V.P. & Kindel, A. 2012. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Environmental Management*, 112: 17–26.
- Collins, J. 2010. Amphibian decline and extinction: What we know and what we need to learn. *Diseases of Aquatic Organisms*, 92(3): 93–99.
- Crossland, M., Brown, G.P. & Shine, R. 2011. The enduring toxicity of road-killed cane toads (*Rhinella marina*). *Biological Invasions*, 13(9): 2135–2145.

- Cunha, D.B. da. 2016. Caracterização genética e morfológica de espécies de sapos *Rhinella marina*, *R. schneideri* e *R. jimi* (Anura: Bufonidae): estudo de zona híbrida. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Pará.
- DNIT. 2015. Procedimentos de Inspeção de Materiais – PIMs PIM 01 - TRILHO PARA LINHA FÉRREA. Brasília: Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes.
- Dornas, R.A.P. 2018. *Siriema plots*. Disponível em: <https://rdornas.shinyapps.io/siriema_plots/>.
- Dornas, R.A.P., Kindel, A., Bager, A. & Freitas, S.R. 2012. Avaliação da mortalidade de vertebrados em rodovias no Brasil. In: A. Bager (Org.), *Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas* (1a ed). Lavras: Editora UFLA.
- Dornas, R.A.P., Teixeira, F.Z., Gonsioroski, G. & Nóbrega, R.A.A. 2019. Strain by the train: Patterns of toad fatalities on a Brazilian Amazonian railroad. *Science of The Total Environment*, 660: 493–500.
- Dorsey, B., Olsson, M. & Rew, L.J. 2015. Ecological effects of railways on wildlife. In: R. van der Ree, D. J. Smith & C. Grilo (Orgs.), *Handbook of Road Ecology*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd.
- Elzanowski, A., Ciesiołkiewicz, J., Kaczor, M., Radwańska, J. & Urban, R. 2009. Amphibian road mortality in Europe: a meta-analysis with new data from Poland. *European Journal of Wildlife Research*, 55(1): 33–43.
- ESRI. 2015. ArcGIS Desktop: Release 10.4. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Etienne, R.S., Vos, C.C. & Jansen, M.J.W. 2003. Ecological Impact Assessment in data-poor systems: A case study on metapopulation persistence. *Environmental Management*, 32(6): 760–777.
- Fearnside, P.M. 2015. Highway construction as a force in the destruction of the Amazon forest. In: R. van der Ree, D. J. Smith & C. Grilo (Orgs.), *Handbook of Road Ecology*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd.
- Fearnside, P.M. 2016. Brazilian politics threaten environmental policies. *Science*, 353(6301): 746–748.
- Forman, R.T.T. & Alexander, L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 207–231.
- Fotheringham, A.S., Brunson, C. & Charlton, M. 2002. *Geographically weighted regression: the analysis of spatially varying relationships*. Chichester, West Sussex; Hoboken, NJ: Wiley.
- Freitas, S.R., Oliveira, A.N., Ciocheti, G., Matos, M.V.V. & Silva, D.M. 2015. How landscape patterns influence road-kill of three species of mammals in the Brazilian Savanna? *Oecologia Australis*, 18(November): 35–45.
- Gaston, K.J. & Fuller, R.A. 2007. Biodiversity and extinction: Losing the common and the widespread. *Progress in Physical Geography*, 31(2): 213–225.
- Gibbs, J.P. & Steen, D.A. 2005. Trends in sex ratios of turtles in the United States: Implications of road mortality. *Conservation Biology*, 19(2): 552–556.
- Glista, D.J., DeVault, T.L. & DeWoody, J.A. 2007. Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians. *Herpetological Conservation and Biology*, 3(1): 77–87.
- Gollini, I., Lu, B., Charlton, M., Brunson, C. & Harris, P. 2015. GWmodel : An R Package for Exploring Spatial Heterogeneity Using Geographically Weighted Models. *Journal of Statistical Software*, 63(17): 85–101.
- Gonçalves, L.O., Alvares, D.J., Teixeira, F.Z., Schuck, G., Coelho, I.P., Esperandio, I.B., Anza, J., Beduschi, J., Bastazini, V.A.G. & Kindel, A. 2018. Reptile road-kills in Southern Brazil: Composition, hot moments and hotspots. *Science of the Total Environment*, 615: 1438–1445.
- Gonsioroski, G. & Dornas, R.A.P. 2018. *Temperature measurements of railway structures - Estrada de Ferro Carajás - Brazil*. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.6084/m9.figshare.6148844.v1>>.
- Guinard, É., Julliard, R. & Barbraud, C. 2012. Motorways and bird traffic casualties: Carcasses surveys and scavenging bias. *Biological Conservation*, 147(1): 40–51.
- Gunson, K.E., Mountrakis, G. & Quackenbush, L.J. 2011. Spatial wildlife-vehicle collision models: a review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management*, 92(4): 1074–1082.

- Gunson, K.E. & Teixeira, F.Z. 2015. Road-wildlife mitigation planning can be improved by identifying the patterns and processes associated with wildlife-vehicle collisions. *In*: R. van der Ree, D. J. Smith & C. Grilo (Orgs.), *Handbook of Road Ecology*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd.
- Hagman, M. & Shine, R. 2006. Spawning site selection by feral cane toads (*Bufo marinus*) at an invasion front in tropical Australia. *Austral Ecology*, 31(5): 551–558.
- Hearnden, M.N. 1991. The reproductive and larval ecology of *Bufo marinus* (Anura: Bufonidae). Tese de Doutorado. James Cook University.
- Heatwole, H., De Austin, S.B. & Herrero, R. 1968. Heat tolerances of tadpoles of two species of tropical anurans. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 27(3): 807–815.
- Hels, T. & Buchwald, E. 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation*, 99(3): 331–340.
- Henderson, R.W. & Powell, R. 2001. Responses by the West Indian Herpetofauna to human-influenced resources. *Caribbean Journal of Science*, 37(1-2): 41–54.
- Heske, E.J. 2015. Blood on the tracks: track mortality and scavenging rate in urban nature preserves. *Urban Naturalist*, 4: 1–13.
- Hilbe, J.M. 2014. *Modeling Count Data*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Hilbe, J.M. & Robinson, A. 2014. *msme: Functions and Datasets for "Methods of Statistical Model Estimation"*. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=msme>>.
- Holden, C. 2002. Spring Road Peril: Toad Blowout. *Science*, 296(5565): 43.
- Hummel, D. 2001. Amphibienschutz durch Geschwindigkeitsbegrenzung - Eine aerodynamische Studie. *Natur und Landschaft*, 76(12): 530–533.
- Ibama. 2013. *Instrução Normativa n 13, de 19 de julho de 2013*. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/IBAMA/IN0013-190713.pdf>>.
- IBGE. 2002. Mapa de Clima do Brasil. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- IBGE. 2004a. Mapa de Biomas do Brasil. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- IBGE. 2004b. Mapa de Vegetação do Brasil (3º ed). Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- IBGE. 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira (2a ed). Rio de Janeiro - RJ: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- Inmet. 2018. Dados da Rede do Inmet. Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br>>. Acessado em: 30/11/2017.
- Iosif, R. 2012. Railroad-Associated Mortality Hot Spots for A Population of Romanian Hermann's Tortoise (*Testudo hermanni boettgeri*): A Gravity Model for Railroad-Segment Analysis. *Procedia Environmental Sciences*, 14: 123–131.
- Jackson, H.B. & Fahrig, L. 2012. What size is a biologically relevant landscape? *Landscape Ecology*, 27(7): 929–941.
- Jackson, H.B. & Fahrig, L. 2015. Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography*, 24(1): 52–63.
- Kindel, A., Teixeira, F.Z., Gonçalves, L.O., Coelho, I.P., Beduschi, J., Oliveira, G.S., Lemos, C.A., Herkenhof, C.Z., Lauxen, M., Leite, L.C. de L., Silveira, L.F.S., Silva, S.A.P. & Sana, D.A. 2017. Following the “Why? What? and How?” schema to improve road-kill evaluation in environmental impact assessments of Southern Brazil. *Oecologia Australis*, 21(02): 256–267.
- Kock, N.D., Kock, M.D. & Young, K.B. 1994. Hepatopathy in two black rhinoceroses (*Diceros bicornis*) in Zimbabwe: Creosote toxicosis? *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 25(2): 270–273.

- Koenker, R. 1981. A note on studentizing a test for heteroscedasticity. *Journal of Econometrics*, 17(1): 107–112.
- Korner-Nievergelt, F., Behr, O., Brinkmann, R., Etterson, M.A., Huso, M.M.P., Dalthorp, D., Korner-Nievergelt, P., Roth, T. & Niermann, I. 2015. Mortality estimation from carcass searches using the R-package carcass — a tutorial. *Wildlife Biology*, 21(1): 30–43.
- Korner-Nievergelt, F., Korner-Nievergelt, P., Behr, O., Niermann, I., Brinkmann, R. & Hellriegel, B. 2011. A new method to determine bird and bat fatality at wind energy turbines from carcass searches. *Wildlife Biology*, 17(4): 350–363.
- Kornilev, Y.V., Price, S.J. & Dorcas, M.E. 2006. Between a rock and a hard place: responses of Eastern Box Turtles (*Terrapene carolina*) when trapped between railroad tracks. *Herpetological Review*, 37(2): 145–148.
- Krakauer, T. 1968. The ecology of the neotropical toad, *Bufo marinus*, in South Florida. *Herpetologica*, 24(3): 214–221.
- Lampo, M. & Bayliss, P. 1996. Density estimates of cane toads from native populations based on mark-recapture data. *Wildlife Research*, 23(3): 305–315.
- Langen, T.A., Ogden, K.M. & Schwarting, L.L. 2009. Predicting hot spots of herpetofauna road mortality along highway networks. *Journal of Wildlife Management*, 73(1): 104–114.
- Laura, J. & Rey, S.J. 2013. Improved parallel optimal choropleth map classification. In: *Modern Accelerator Technologies for Geographic Information Science*. Boston: Springer US.
- Laurance, W.F., Clements, G.R., Sloan, S., O’Connell, C.S., Mueller, N.D., Goosem, M., Venter, O., Edwards, D.P., Phalan, B., Balmford, A., van Der Ree, R. & Arrea, I.B. 2014. A global strategy for road building. *Nature*, 513(7517): 229–232.
- Lee, J.C. 2001. Evolution of a secondary sexual dimorphism in the toad, *Bufo marinus*. *Copeia*, 2001(4): 928–935.
- Legendre, P. 1993. Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? *Ecology*, 74(6): 1659–1673.
- Lenth, R. 2018. *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means*. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=emmeans>>.
- Lindén, A. & Mäntyniemi, S. 2011. Using the negative binomial distribution to model overdispersion in ecological count data. *Ecology*, 92(7): 1414–1421.
- Mateu, J. 2010. Comments on: A general science-based framework for dynamical spatio-temporal models. *Test*, 19(3): 452–455.
- Matos, C., Sillero, N. & Argana, E. 2012. Spatial analysis of Amphibian road mortality levels in northern Portugal country roads. *Amphibia Reptilia*, 33(3-4): 469–483.
- Mayer, M., Lyons, J.A., Shine, R. & Natusch, D.J. 2018. Air-pressure waves generated by vehicles do not imperil road-crossing amphibians. *Salamandra*, 54(1): 80–82.
- Morrison, C., Naikatini, A., Thomas, N., Rounds, I., Thaman, B. & Niukula, J. 2004. Importance of Waisali Reserve, Vanua Levu for herpetofauna conservation in Fiji. *The South Pacific Journal of Natural and Applied Sciences*, 22(1): 71.
- Navas, C.A., Antoniazzi, M.M., Carvalho, J.E., Suzuki, H. & Jared, C. 2007. Physiological basis for diurnal activity in dispersing juvenile *Bufo granulosis* in the Caatinga, a Brazilian semi-arid environment. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 147(3): 647–657.
- Nobrega, R.A.A., O’Hara, C., Sadasivuni, R. & Stich, B. 2012. Assessing Environmental-Impacted Features of EIA Study in Corridor Planning Based on GIS and Remote Sensing Technologies. In: *IV Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação*. Recife.
- Nobrega, R., O’Hara, C.G., Sadasivuni, R. & Dumas, J. 2009. Bridging decision-making process and environmental needs in corridor planning. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 20(6): 622–637.
- O’Hara, R.B. 2009. How to Make Models Add Up — A Primer on GLMMs. *Annales Zoologici Fennici*, 46(2): 124–137.

- O'Hara, R.B. & Kotze, D.J. 2010. Do not log-transform count data. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(2): 118–122.
- Olsson, U. 2002. *Generalized Linear Models: An Applied Approach*. Lund: Studentlitteratur.
- Orłowski, G. 2007. Spatial distribution and seasonal pattern in road mortality of the common toad *Bufo bufo* in an agricultural landscape of south-western Poland. *Amphibia-Reptilia*, 28: 25–31.
- Painkow Neto, E. & Silva, R.M. 2017. Monitoramento de passagens inferiores de fauna presentes na Ferrovia Norte-Sul, entre os municípios de Porto Nacional/TO e Anápolis/GO (2015 e 2016). *Caderno Meio Ambiente e Sustentabilidade*, 11(6): 36–66.
- Pasculli, A., Palermi, S., Sarra, A., Piacentini, T. & Miccadei, E. 2014. A modelling methodology for the analysis of radon potential based on environmental geology and geographically weighted regression. *Environmental Modelling and Software*, 54: 165–181.
- Pebesma, E. 2018. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal*, 10(1): 439–446.
- Pedersen, T.L. 2017. *patchwork: The Composer of ggplots*. Disponível em: <<https://github.com/thomasp85/patchwork>>.
- Pikacha, P., Lavery, T. & Leung, L.K. 2015. What factors affect the density of cane toads (*Rhinella marina*) in the Solomon Islands? *Pacific Conservation Biology*, 21(3): 200–207.
- Pittman, S.E., Osbourn, M.S. & Semlitsch, R.D. 2014. Movement ecology of amphibians: A missing component for understanding population declines. *Biological Conservation*, 169: 44–53.
- Popp, J. & Boyle, S. 2017. Railway ecology: Underrepresented in science? *Basic and Applied Ecology*, 19: 84–93.
- Ratton, P., Secco, H. & Rosa, C.A. 2014. Carcass permanency time and its implications to the roadkill data. *European Journal of Wildlife Research*, 60(3): 543–546.
- Rautsaw, R.M., Martin, S.A., Vincent, B.A., Lanctot, K., Bolt, M.R., Seigel, R.A. & Parkinson, C.L. 2018. Stopped dead in their tracks: The impact of railways on Gopher Tortoise (*Gopherus polyphemus*) movement and behavior. *Copeia*, 106(1): 135–143.
- Ray, J.E., Preston, D. & McCallum, M.L. 2006. *Bufo nebulifer* (Coastal Plains Toad). Urban Road Mortality. *Herpetological Review*, 37(4): 442.
- R Core Team. 2018. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>.
- Reed, C.A. & Borowsky, R. 1970. The "Worlds Largest Toad" and Other Herpetological Specimens from Southern Surinam. *Studies on the Fauna of Surinam and other Guyanas*, 12(50): 159–171.
- Ripley, B.D. 1981. *Spatial Statistics*. Wiley Series in Probability and Statistics. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Robinson, D. & Hayes, A. 2018. *broom: Convert Statistical Analysis Objects into Tidy Tibbles*. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=broom>>.
- Roger, E., Bino, G. & Ramp, D. 2012. Linking habitat suitability and road mortalities across geographic ranges. *Landscape Ecology*, 27(8): 1167–1181.
- Roger, E., Laffan, S.W. & Ramp, D. 2010. Road impacts a tipping point for wildlife populations in threatened landscapes. *Population Ecology*, 53(1): 215–227.
- Roger, E. & Ramp, D. 2009. Incorporating habitat use in models of fauna fatalities on roads. *Diversity and Distributions*, 15(2): 222–231.
- Santos, R.A.L., Ascensão, F., Ribeiro, M.L., Bager, A., Santos-Reis, M. & Aguiar, L.M.S. 2017a. Assessing the consistency of hotspot and hot-moment patterns of wildlife road mortality over time. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(1): 56–60.

- Santos, R.A.L., Santos, S.M., Santos-Reis, M., Picanço de Figueiredo, A., Bager, A., Aguiar, L.M.S. & Ascensão, F. 2016. Carcass persistence and detectability: reducing the uncertainty surrounding wildlife-vehicle collision surveys. *Plos One*, 11(11): e0165608.
- Santos, R.A., Mota-Ferreira, M., Aguiar, L.M. & Ascensão, F. 2018. Predicting wildlife road-crossing probability from roadkill data using occupancy-detection models. *Science of The Total Environment*, 642: 629–637.
- 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(9): e25383.
- Santos, S.M., Carvalho, F. & Mira, A. 2017b. Current knowledge on wildlife mortality in railways. In: L. Borda-de-Água, R. Barrientos, P. Beja & H. M. Pereira (Orgs.), *Railway Ecology* (1^o ed). Cham: Springer International Publishing.
- Santos, X., Llorente, G.A., Montori, A., Carretero, M.A., Franch, M., Garriga, N. & Richter-Boix, A. 2007. Evaluating factors affecting amphibian mortality on roads: The case of the Common Toad *Bufo bufo*, near a breeding place. *Animal Biodiversity and Conservation*, 30(1): 97–104.
- Schlupp, I. & Podloucky, R. 1994. Changes in breeding site fidelity: A combined study of conservation and behaviour in the common toad *Bufo bufo*. *Biological Conservation*, 69(3): 285–291.
- Seiler, A. & Helldin, J.O. 2006. Mortality in wildlife due to transportation. In: J. Davenport & J. L. Davenport (Orgs.), *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Sillero, N. 2008. Amphibian mortality levels on Spanish country roads: Descriptive and spatial analysis. *Amphibia Reptilia*, 29(3): 337–347.
- Silva, F.C., Peters, F.B., Roth, P.R.D.O. & Christoff, A.U. 2015. Mamíferos de médio e grande porte atropelados por trens no extremo sul do Brasil. *Revista de Iniciação Científica da ULBRA*, 13: 19–29.
- Silverman, B.W. 1986. *Density Estimation for Statistics and Data Analysis* (1st ed). London: Chapman & Hall.
- Sinsch, U. 1990. Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethology Ecology and Evolution*, 2(1): 65–79.
- Sinsch, U. 2014. Movement ecology of amphibians: from individual migratory behaviour to spatially structured populations in heterogeneous landscapes. *Canadian Journal of Zoology*, 92(6): 491–502.
- Siordia, C., Saenz, J. & Tom, S.E. 2012. An introduction to macro-level spatial nonstationarity: A geographically weighted regression analysis of diabetes and poverty. *Human Geographies*, 6(2): 5–13.
- Slater, F.M. 2002. An assessment of wildlife road casualties - the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. *Web Ecology*, 3: 33–42.
- Souza, A.M., Pires, R.C., Borges, V.S. & Eterovick, P.C. 2015. Road mortality of the herpetofauna in a Cerrado ecosystem, central Brazil. *Herpetological Journal*, 25(July): 141–148.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L. & Waller, R.W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306(5702): 1783–1786.
- Teixeira, F.Z., Coelho, A.V.P., Esperandio, I.B. & Kindel, A. 2013. Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation*, 157: 317–323.
- Teixeira, F.Z., Coelho, I.P., Lauxen, M., Esperandio, I.B., Hartz, S.M. & Kindel, A. 2016. The need to improve and integrate science and environmental licensing to mitigate wildlife mortality on roads in Brazil. *Tropical Conservation Science*, 9(1): 34–42.
- Teixeira, F.Z., Kindel, A., Hartz, S.M., Mitchell, S. & Fahrig, L. 2017. When road-kill hotspots do not indicate the best sites for road-kill mitigation. *Journal of Applied Ecology*, 54(5): 1544–1551.
- Tobler, W.R. 1970. A Computer Movie Simulating Urban Growth in the Detroit Region. *Economic Geography*, 46: 234.
- Vandenbulcke-Plasschaert, G. 2011. Spatial analysis of bicycle use and accident risks for cyclists. Docteur en Sciences. Université Catholique de Louvain.

- Van der Grift, E.A. 2001. The impacts of railroads on wildlife. *The Road-RIPorter*, 6(6): 8–10.
- Van der Grift, E.A. & Kuijsters, R. 1998. Mitigation measures to reduce habitat fragmentation by railway lines in the Netherlands. In: G. L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler & J. Berry (Orgs.), *International Conference on Wildlife Ecology and Transportation*. Tallahassee, Florida, USA: Florida Department of Transportation.
- Van der Ree, R., Tonjes, S. & Weller, C. 2015. Ensuring the completed road project is designed, built and operated as intended. In: R. van der Ree, D. J. Smith & C. Grilo (Orgs.), *Handbook of Road Ecology*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd.
- Venables, W.N. & Ripley, B.D. 2002. *Modern Applied Statistics with S* (4th ed). New York, NY: Springer New York.
- Visintin, C., Ree, R. van der & McCarthy, M.A. 2017. Consistent patterns of vehicle collision risk for six mammal species. *Journal of Environmental Management*, 201: 397–406.
- Wenger, S.J. & Olden, J.D. 2012. Assessing transferability of ecological models: An underappreciated aspect of statistical validation. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(2): 260–267.
- Wickham, H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis* (2^o ed). Springer-Verlag New York.
- Wickham, H. 2018a. *forcats: Tools for Working with Categorical Variables (Factors)*. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=forcats>>.
- Wickham, H. 2018b. *stringr: Simple, Consistent Wrappers for Common String Operations*. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=stringr>>.
- Wickham, H., Francois, R., Henry, L. & Müller, K. 2018. *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=dplyr>>.
- Wickham, H. & Henry, L. 2018. *tidyr: Easily Tidy Data with 'spread()' and 'gather()' Functions*. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=tidyr>>.
- Wright, A.H. & Wright, A.A. 1949. *Handbook of frogs and toads of the United States and Canada* (3a ed). Ithaca: Comstock Publishing Company.
- Zeileis, A. & Hothorn, T. 2002. Diagnostic checking in regression relationships. *R News*, 2(3): 7–10.
- Zioni, S. & Freitas, S.R. 2015. Aspectos ambientais no Plano Nacional de Logística e Transporte do Brasil. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 35: 195–208.
- Zug, G.R. & Zug, P.B. 1979. The marine toad, *Bufo marinus*: a natural history resumé of native populations. *Smithsonian Contributions to Zoology*, (284): 1–58.

8 Anexos

Anexos

- I Artigo - Strain by the train: Patterns of toad fatalities on a Brazilian Amazonian railroad.
- II Estimativas de densidade e mortalidade populacional para *Rhinella* gr. *marina* em diferentes larguras de *buffer* em torno das zonas críticas de fatalidades (ZCF)
- III Mapas de intensidade de agregação de fatalidades de sapos-cururu em diferentes escalas de análise.
- IV Tabela resumindo os resultados dos modelos de regressão geograficamente ponderada processados pelo método *forward stepwise*.
- V Variáveis preditoras a serem consideradas em modelos explicativos de fatalidades de fauna em ferrovias.

I Artigo - Strain by the train: Patterns of toad fatalities on a Brazilian Amazonian railroad.



Contents lists available at ScienceDirect

Science of the Total Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/scitotenv

Strain by the train: Patterns of toad fatalities on a Brazilian Amazonian railroad



Rubem A.P. Dornas^{a,b,c,*}, Fernanda Z. Teixeira^{a,b,c}, Gustavo Gonsioroski^d, Rodrigo A.A. Nóbrega^{a,b}

^a Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais, Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Presidente Antônio Carlos, 6627, Belo Horizonte, Minas Gerais CEP 31270-901, Brazil

^b Transportation Research and Environmental Modeling Lab (TREM Lab), Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Presidente Antônio Carlos, 6627, Belo Horizonte, Minas Gerais CEP 31270-901, Brazil

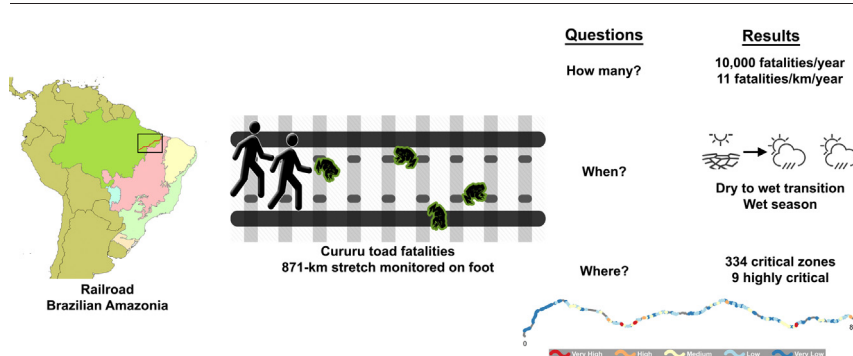
^c Núcleo de Ecologia de Rodovias e Ferrovias (NERF), Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Av. Bento Gonçalves, 9500, Porto Alegre, Rio Grande do Sul CEP 91501-970, Brazil

^d Amplo Engenharia e Gestão de Projetos Ltda, Rua das Palmeiras, 19, Quadra 65, São Luís, Maranhão CEP 65075-300, Brazil

HIGHLIGHTS

- Causes of fatalities on railroads can differ from those of roads.
- Toad carcass persistence was surprisingly high (>30 days).
- More than 10,000 toad fatalities estimated per year
- Toad fatalities were more abundant in wet and transition to wet seasons.
- 16.7% of the railroad encompassed 58.4% of fatalities in critical zones.

GRAPHICAL ABSTRACT



ARTICLE INFO

Article history:

Received 19 September 2018
Received in revised form 2 December 2018
Accepted 24 December 2018
Available online 04 January 2019

Editor: Henner Hollert

Keywords:

Railway
Road ecology
Road-kill
Amphibian
Carcass persistence
Wildlife mortality

ABSTRACT

Transportation infrastructures are directly responsible for killing billions of animals worldwide. Although the understanding about road impacts have recently increased, the impact of railroads on wildlife has received less attention. The current knowledge concerning the impacts of railroads focuses mainly on large mammals although amphibians might be affected. Our study aims to unravel temporal and spatial patterns of *Rhinella* toad fatalities on a Brazilian Amazonian railroad, to comprehend how toads are killed and to estimate the magnitude of toad fatalities. Data collection was carried out on foot on an 871-km stretch of the Estrada de Ferro Carajás from 2013 to 2017. We identified different potential causes for fatalities: being run over, desiccated or with barotrauma signs. We estimated a surprisingly high carcass persistence probability of about 38 days. After correcting for the bias from carcass detection and removal, we estimated that approximately 10,000 toads are killed per year (≈ 11 fatalities/km/year). A GLM model showed that toads were more likely to be killed in the dry to wet transition. We identified critical zones of fatalities and prioritized them according to their intensity. The highly critical segments encompass >10% of all fatalities although they cover only 1.5% of the railroad. Our study is the first one to address carcass detection and persistence on railroads and to unravel patterns of fatalities of an amphibian species in a tropical climate. A better understanding of the patterns of animal fatality on railroads is of fundamental importance to manage and mitigate this impact.

© 2019 Elsevier B.V. All rights reserved.

* Corresponding author at: Programa de Pós-Graduação em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais, Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Presidente Antônio Carlos, 6627, Belo Horizonte, Minas Gerais CEP 31270-901, Brazil.

E-mail address: rapdornas@gmail.com (R.A.P. Dornas).

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.371>

0048-9697/© 2019 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Transportation infrastructures are directly responsible for killing billions of animals worldwide, both invertebrates and vertebrates (Baxter-Gilbert et al., 2015; Seiler and Helldin, 2006). It is probable that in the last decades roads with vehicles have surpassed hunting as the main source of direct mortality (Forman and Alexander, 1998). Direct road mortality can decrease population abundance, genetic flow and diversity, and ultimately reduce population persistence (Jackson and Fahrig, 2011). Moreover, as we are living the boom of infrastructure expansion (Laurance et al., 2015), it is expected that roads become even more common across wilderness and protected areas in tropical countries, with adverse consequences for their high native biodiversity (Caro et al., 2014). The Amazonia, one of the last wildlife refuges in the world with important roadless areas (Ibsch et al., 2016), has been threatened by the pervasiveness of roads and railroads (Barber et al., 2014; Fearnside, 2015).

The knowledge about road impacts have strongly increased in the recent years. Nevertheless, the impact of railroads on wildlife has received less attention when compared to highways (Borda-de-Água et al., 2017). In addition, the ecological effects of railroads on wildlife remain an open field for research (Dorsey et al., 2015), especially in the tropics (see Borda-de-Água et al., 2017b). Despite incipient, the current knowledge about the impacts of railroads on wildlife comes from few European and North-American studies in temperate climate, focusing on a few species, notably moose and bears (Dorsey et al., 2015; Santos et al., 2017).

Although amphibians have been recognized as one of the most threatened animal groups by the current biodiversity crisis (Stuart et al., 2004) and they appear to be particularly affected by roads (Beebee, 2013; Glista et al., 2007), herpetofauna is the least studied terrestrial vertebrate group among railway ecology publications (Popp and Boyle, 2017). Small-sized fauna with reduced mobility may be particularly affected by railroads, notably by the barrier effect (Iosif, 2012; Kornilev et al., 2006; Rautsaw et al., 2018) and by direct fatalities (Budzik and Budzik, 2014; Heske, 2015). In this context, some genera of amphibians from the Bufonidae family, such as *Bufo* and *Rhinella*, stand out. Toads of these genera are listed among those with the highest number of road fatalities in Brazil (Dornas et al., 2012), as well as in other countries (Attademo et al., 2011; Elzanowski et al., 2009; Hels and Buchwald, 2001).

Unraveling temporal and spatial patterns of highest fatality is a critical step towards investigating the mechanisms by which railways affect wildlife, and it is also important for a better planning of mitigation measures. Here, we present a comprehensive study concerning *Rhinella* toad fatalities on an 871-km railroad segment across the Brazilian Amazonia. We specifically addressed the following questions: 1) How are toads killed? 2) How many toads are killed? 3) When are they killed? and 4) Where are they killed? Finally, based on our results we present hypotheses to be investigated about the possible mechanisms causing fatalities.

2. Material and methods

2.1. Study area

The study was conducted in the states of Maranhão and Pará, Northern Brazil, along the “Estrada de Ferro Carajás” (EFC), an 892 km-long railway, fully inserted in the Amazon biome (Fig. S1). The EFC interconnects the Carajás mining complex located within the Carajás National Forest to the Ponta da Madeira harbor, in the Atlantic Ocean. According to Köppen classification, the predominant climate in the region is ‘Aw’, characterized by dry winters and tropical rains during summer (Alvares et al., 2013). The mean temperature is always above 18 °C (IBGE, 2002). The intense devastation of native vegetation driven by the expansion of agricultural frontiers (IBGE, 2012) has led the

replacement of the native land cover by babaçu palms (*Attalea speciosa*). However, several landscape typologies can also be found, such as forest patches, water bodies, built-up areas, crops and pastures, among others (Ampló, 2011).

The EFC is a railroad designed to transport iron ore and other several types of commodities besides passengers, at an average of 25 trains in each direction per day. The EFC trains are among the longest in the world, carrying four locomotives and 330 wagons, totaling approximately 3.5 km in length. For safety reasons, there is a speed limit of 80 km/h for empty trains and 70 km/h for loaded trains, although the railway design speed is higher (Ampló, 2011).

2.2. Study taxa

We recorded large numbers of dead amphibians, mostly *Rhinella* toads. Two different groups of *Rhinella* species occur within the study area: *marina* and *margaritifera*. However, since these two groups have different ecologies and there was a preponderance of records of the *marina* complex (>98%) we focused our study on species of *Rhinella* gr. *marina*. We aggregated three species (*R. jimi*, *R. marina* and *R. schneideri*) within *Rhinella* gr. *marina* (hereafter Cururu toads) due to records of hybridization among these species in an area nearby (Cunha, 2016).

Cururu toads, sometimes also called Giant toads due to their size (Brattstrom, 1962; Wright and Wright, 1949), are generally large (100–150 mm) (Zug and Zug, 1979), with specimens surpassing 200 mm (Reed and Borowsky, 1970; Wright and Wright, 1949). This suggests that they might be one of the major nocturnal predators of small terrestrial animals (Zug and Zug, 1979). Cururu toads have become increasingly common in open areas originated by human activities (Krakauer, 1968; Zug and Zug, 1979). Also, Cururu toads are extremely mobile amphibians, constantly changing their foraging site, which can reach up to 160 m² (Zug and Zug, 1979).

Studying relatively common species can provide important knowledge for managing impacts of infrastructure on both common and rare species. Cururu toads often share the same breeding sites with other amphibian species (Beebee, 2005) which makes them good models for ecological and conservation studies, and some previously common taxa are now highly endangered (Gaston and Fuller, 2007). Finally, Cururu toads are an important invasive species in some regions (Beckmann and Shine, 2009) and information concerning them may be also of interest.

2.3. Data collection

The wildlife fatality dataset used in this study was collected during a long-term monitoring program as part of the protocol for environmental permit due to the railroad doubling. Surveys were carried out quarterly, from June 2013 to March 2017 in a total of 16 surveys along a segment of 871-km (from a total of 892 km) of the railroad divided in eight railroad administrative districts of approximately 110 km each. These sections were surveyed on foot by teams composed of two biologists, who were in charge of visually inspecting the rails, sleepers, shoulders, plus three to five meters on each side. Data were usually collected between 7 a.m. and 12 p.m., although the effective time for field work relied on train traffic and as well as on security issues. GPS coordinates and photographs were taken of all carcasses found. After collecting the data for each individual, the carcasses were removed from the railroad to avoid double counting in the next survey.

In order to estimate the magnitude of toad fatalities, we conducted a Carcass Removal Trial (TRIAL). The TRIAL comprised 30 random railroad segments of 5 km, performed along 12 surveys (from the total of 16), with at least two surveys per season, to avoid temporal bias. Each TRIAL consisted in five consecutive days to verify how long the carcasses persisted on the railroad (removal time, hereafter called REMOV). We circled each carcass with color spray and we checked for their presence or absence during four subsequent days. We returned to its original

position any slightly displaced carcass that could be found in the railway bed (≈ 3 m), thus only those effectively removed were counted as absent. We considered all carcasses found on the railroad at the first day of the TRIAL to estimate carcass removal. Old carcasses are expected to be less attractive to scavengers, but we decided to consider all types of carcasses in order to represent a weighted average removal time constant for all carcasses present on the road at a specific time (Teixeira et al., 2013).

During the TRIAL, we also collected information about carcasses appearing after the first day that were not recorded before, in order to calculate a proxy for detection. The condition of each carcass (fresh or old-looking) was noted for every carcass found. We assumed that all old-looking carcasses were available in the first day and should have been detected. So, the carcass detection rate (hereafter called DETEC) was determined as the proportion of old-looking carcasses found after the first day of TRIAL (but not recorded on the first day) from the total number of old-looking carcasses. We admit that the value of DETEC obtained is still overestimated for the following reasons: 1) it is not possible to know the accurate number of carcasses available on the first day that were never detected; 2) no evaluation was performed for fresh-looking carcasses; and 3) differences in detection among observers were not considered.

2.4. Data analyses

During data collection, observers realized that some carcasses did not present signs of being run over by the train. Thus, observers reported information about how animals might have died based on carcasses' conditions. Despite no quantitative analyses, we presented potential causes for Cururu toad fatalities in the EFC from these observations.

We estimated the number of toad fatalities using two distinct algorithms with similar approaches for considering carcass detection and removal, which are two important sources of bias (Coelho et al., 2014; Teixeira et al., 2013). Both methods consider the total number of carcasses found in all surveys, the number of surveys and the regular time interval between them. We assumed that persistence and detection were constant over time. Carcass detection and carcass removal, obtained from DETEC and REMOV variables described above, however, are calculated in different forms by each of those algorithms.

The first method, performed on software Siriema v 2.0 (Coelho et al., 2014), was based on the mathematical model presented in Teixeira et al. (2013). This model considers a constant number of fatalities per unit time, describes carcass removal from the road by a characteristic time (the time needed for approximately 63% of the initial number of carcasses to be removed), and corrects the estimate by the searcher efficiency (the fraction of carcasses on the road that are actually counted). REMOV was used to calculate carcass removal time (in days) and DETEC was used to calculate searcher efficiency.

The second method was computed using the Carcass package (Korner-Nievergelt et al., 2015). This package calculates the persistence probability and the detection efficiency and their corresponding confidence intervals are estimated based on simulations. The carcasses' persistence is estimated based on an exponential model. Finally, the estimate of the total number of fatalities was calculated by the 'estimateN' function, based on Korner-Nievergelt et al. (2011). The analyses were performed on R (R Core Team, 2018).

The final result from each method was divided by the number of years of surveys (4 years), multiplied by 365 and divided by the length of the railroad (871 km) to obtain a fatality rate per kilometer per year (fatalities/km/year) that could be compared between them.

We hypothesized that the number of fatalities could be related with rainfall seasonality. Thus, surveys were assigned to seasons based on the mean rainfall average (hereafter called 'seasonality'), a procedure that allowed us to test if there is any season of the year when the fatality of toads is more pronounced. To define season categories, we compiled

a historical series of 40 years (1978–2017) of monthly rainfall of São Luís (Maranhão state) and Marabá (Pará state) municipalities, obtained from the Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet, 2018). As the study design was comprised of quarterly surveys, we decided to categorize the seasonality into four classes: 'Dry', 'Dry-wet transition', 'Wet', 'Wet-dry transition', comprising three months each (Fig. S2). The months corresponding to each survey are presented in Table S1.

Next, data about toad fatalities were aggregated by season. Since the railroad segments close to the indigenous lands of Mãe Maria and Caru (18 and 33 km long, respectively) were not surveyed in every occasion due to prohibitions from indigenous people, we excluded these areas from the analysis for the years when at least one season was not surveyed. We adopted railroad districts as sampling units to avoid data transformation as we had few samples from each season. We analyzed the dataset using a generalized linear model (GLM) for the Negative Binomial distribution using the R package 'MASS' (Venables and Ripley, 2002). The dispersion of the results was calculated using the 'P_disp' function of the 'msme' package (Hilbe and Robinson, 2014) and a maximum dispersion value of 1.25 was accepted, following Hilbe (2014). To investigate the interactions between seasons we carried out a post-hoc Tukey pairwise comparisons using the 'emmeans' package (Lenth, 2018).

In terms of where the fatalities occurred we firstly used Siriema v.2.0 software (Coelho et al., 2014) to compute a modified Ripley's K statistic (Coelho et al., 2008; Ripley, 1981) to evaluate the non-randomness of the spatial distribution of fatalities. This analysis is similar to the conventional Ripley's K statistics except that it does not adopt road linearization, applying a correction for the road length within each sample unit, and it considers only events that are on the railroad. We used an initial radius of 250 m, a radius increase of 750 m, and 100 simulations of random distribution events to evaluate clustering significance (99% confidence interval).

We chose to perform a linear kernel density estimation (KDE) to identify the critical zones of fatality (CZF). Linear KDE exclusively assumes the aggregations obtained in linear distance referring solely to the axis of segment under analysis. Therefore, it eliminates the chances of finding spurious aggregations, which could occur in a KDE analysis that searches aggregations in an area. The analyses were performed on software KDE+ (Bil et al., 2013) assuming a bandwidth equal to 150 m.

We ranked all the CZF found based on the kernel result in order to prioritize areas for mitigation considering a scenario of budget restrictions. Therefore, we categorized the value of the cluster strength (Str_Dens2 attribute) obtained for each CZF according to the Fisher-Jenks algorithm using the R package 'classInt' (Bivand, 2017). Fisher-Jenks is a popular method often applied to spatial data for optimizing data segmentation into statistically derived classes, so that variation between classes is maximized and variation within classes is minimized (Laura and Rey, 2013). The CZF were graded into five categories of importance ('Very High', 'High', 'Medium', 'Low', 'Very Low'). 'Very High' and 'High' CZF classes were considered as highly critical.

3. Results

3.1. How are toads killed?

Part of the carcasses of Cururu toads did not have injuries that could be associated with being run over by a train. Analyzing the conditions of the Cururu toads found on the surveys we could identify three different causes for fatalities a) being run over by the train, b) desiccated carcasses, and c) signs of barotrauma (Fig. 1). First, we considered that some Cururu toads were run over by the train because part of the carcass was attached to the head of the rails. Secondly, some specimens had an intact carcass and a dry skin, so we considered they could have died from desiccation. Finally, some individuals had the inner organs everted by their mouth, a typical signal of barotrauma.

3.2. How many toads are killed?

During the 16 surveys, 9,167 records of Cururu toads were obtained (Table S1), of which 9,091 were carcasses and 76 live animals (e.g. Fig. 1d). Only carcass data were considered for further analyses. Thus, this corresponds to an average of approximately 568 Cururu toads observed per survey and 2,273 per year. These numbers are absolute and do not include corrections for carcass detection and removal.

As for the carcass removal, 140 carcasses of Cururu toads were recorded on the first day of the TRIAL. The number of carcasses decreased until reaching 123 on the last day of the TRIAL (Table S2), which means that only 17 carcasses (12.1%) were removed after 4 days. The REMOV calculated by Siriema indicated that approximately 63% of the carcasses would be removed in 26 days (CI: 25–27). According to the Carcass package, carcasses would disappear, on average, at 38 days (Table 1).

From the 80 old-looking carcasses found during TRIAL, 16 were recorded after the first day resulting in a detection efficiency of 80% (CI: 70–87% estimated by Carcass). Using the estimates for carcass removal and detection presented above, Siriema software estimated 11.75 fatalities/km/year or 10,233 fatalities/year along the 871-km railroad stretch. Carcass package estimated 8.36 fatalities/km/year (CI: 5.64–12.80) or 7,282 fatalities/year (CI: 4,913–11,149) along the same railroad segment (Table 1).

3.3. When are toads killed?

The result from the GLM indicated that toad fatalities varied among seasons. Our findings showed strong evidence of the influence of seasonality on toad fatalities ($p < 0.001$). The Dry-Wet transition and Wet seasons have had a pronounced number of deaths in comparison to the Dry and Wet-Dry transition (Fig. 2).

3.4. Where are toads killed?

Ripley's K statistic demonstrated that significant aggregation of Cururu toad carcasses are found at any scale (Fig. S3). The kernel analysis identified 334 railroad stretches as CZF, which correspond to 16.7% of the entire EFC surveyed area (Table S3). All CZF stretches comprised 58.4% of the total mortality recorded during the monitoring.

The Fisher-Jenks classification of KDE strength pointed out 9 Very High to High CZF that comprised only 2.7% of all CZF length and only 1.4% of the railroad (13 km) (Table S3, Fig. 3), but they had 10.8% of all deaths recorded in the EFC. Along the EFC, a dominance of aggregations with low intensity can be observed (Fig. 3, Fig. S4). CZF of low importance are concentrated in the initial portion of the railroad, in the state of Maranhão, as well as in the central regions of the railroad in the same state. Although Mãe Maria and Caru Indigenous lands have been less surveyed than the other regions, their importance in relation to the presence of CZF can be perceived. Mãe Maria does not have any highly critical CZF, but presents medium intensity stretches along almost its entire length. Caru, in turn, presented two of the three CZF of the Very High class in its adjacencies.

4. Discussion

The carcasses found during the study had signs of different mortality causes. Surprisingly, and unlike road studies, only a fraction of the dead Cururu toads had injuries that could be indicative of being run over by the train. Railways present a different structure compared to roads that hamper small animals from crossing over the railroad. The trains move supported by rails, more precisely in a structure called the 'head'. EFC uses TR68 rail type (Ampló, 2011) that is about 18 cm high and has a width of 7.5 cm on the top (DNIT, 2015), which results in only 30 cm of the entire surface of a two-line railroad (≈ 12.6 m wide (Ampló, 2011)) effectively touching the train wheels, that is, only 0.24% of the railroad width is available for animals to be run over. For



Fig. 1. Main classes of Cururu toads found on the Estrada de Ferro Carajás. (a) run over, (b) desiccated, (c) barotrauma, (d) alive.

Table 1

Comparison between methods and respective values obtained for estimated magnitude of Cururu toad fatalities (*Rhinella gr. marina*). Lower and upper confidence intervals (95%), when available, are shown in parentheses.

Method	Removal time	Detection rate	Fatalities (total)	Fatalities/year	Fatalities/km/year
Carcass	38 ^a	0.80 (0.70–0.87)	29,126 (19,652–44,595)	7,282 (4,913–11,149)	8.36 (5.64–12.80)
Siriema	26 ^b (25–27) ^c	0.80	40,934	10,233	11.75

^a Average in days; ^b Days to remove \approx 63% of the carcasses; ^c Error estimates from non-linear model.

small animals such as Cururu toads, we hypothesize that only individuals that can jump and perch on the head of the rails have actually the risk of being run over.

Amphibians require aquatic and terrestrial environments for their development, however, such habitats are often spatially segregated, which increases the chances of encountering a railroad while moving between habitats (Etienne et al., 2003). As already described in the literature for chelonians (Iosif, 2012; Kornilev et al., 2006; Rautsaw et al., 2018), Cururu toads may be unable to jump or climb rails over 15 cm high, and might have to walk hundreds of meters in parallel to the rails until they find a passage (Etienne et al., 2003). An additional challenge is posed when the railroad has multiple rail lines. As we frequently see toads trapped in between the rails, another possibility is that they find an entrance between the rail and the track ballast or at a level crossing. For toads, wandering in parallel and/or being stuck within the rails may result in increased susceptibility to predation and exposure to adverse weather conditions (Etienne et al., 2003; van der Grift, 2001). Some of the carcasses we observed were desiccated, probably due to high temperatures on the railroad structures that can reach up to 51 °C throughout the day (Fig. S5), as measured by Gonsioroski and Dornas (2018). Because they are ectothermic animals, if their body temperature reaches those of the railway structures, severe damage can occur, including death (Navas et al., 2007). Therefore, it is possible that Cururu toads end up being 'baked alive' when they are on the railway, with carcasses looking mummified.

Also, injuries similar to barotrauma were recorded for Cururu toads in the EFC. First hypothesized and tested in laboratory by Hummel (2001), sudden changes in air pressure caused by high-speed vehicles passing over amphibians could cause a blowout. The phenomenon consists in inner organs being forced out through their mouths (Holden, 2002). Although speculated several times in the literature, including for Cururu toads, the barotrauma phenomenon have never been proven (see Mayer et al., 2018). The knowledge about how this trauma operates is still incipient. In our few observations of a train passing over a toad no signs of barotrauma were reported (see video recording in Appendix). However, since we have photographic evidence of carcasses showing

a pattern of barotrauma-like injuries, it is worth further investigating this kind of mortality cause.

We estimated a low carcass removal for Cururu toads. Carcasses from this group are supposed to persist for longer periods after getting killed due to their unpalatability and thick skin (Hels and Buchwald, 2001). However, long persistence can be also related to the toxicity presented by Cururu toads. The carcasses were often found with parts of the body missing, although the main source of poison, the parotoid gland, remained intact. In some animals we could observe an exudate coming out of the parotoid gland. Parts of smaller animal carcasses that are not consumed by scavengers are then available to be detected and recorded throughout the monitoring period (Heske, 2015). In Australia, where *R. marina* is an invasive alien species, a range of predators, such as marsupials, crocodiles, snakes and lizards, suffered massive mortality from ingesting them (Beckmann and Shine, 2009). Among vertebrates, only birds seem tolerant to the Cururu toad poison. Still, birds can avoid consuming Cururu toads at any life stage (Beckmann et al., 2011). *R. marina* remains highly toxic even after being run over and exposed to the sun for long periods (Crossland et al., 2011). Another reason why Cururu toad carcasses have long persistence may be related to the distinct mode of travel of vehicles in railroads compared to roads, as we stated before. Trains run only over a small area of the railway, and might not be responsible for flattening or displacing carcasses located between the rails. On the other hand, the high traffic of vehicles on a highway passing over a carcass can make it increasingly flattened and more likely to be displaced from its place of origin (Beckmann and Shine, 2015; Hels and Buchwald, 2001), or even out of the bounds of the road. Differently from what we found, *R. marina* presented removal rates of <24 h on roads (Barrientos et al., 2018; Beckmann and Shine, 2015). This value is about 30 times lower than what we found in the present study for railroads. Differences on trains versus standard vehicles locomotion are key to understand fatalities and carcass removal, especially for small animals. To our knowledge, this issue has never been considered previously in the literature.

Although the gold standard for monitoring wildlife fatalities in transport infrastructures is on foot (Guinard et al., 2012; Santos et al.,

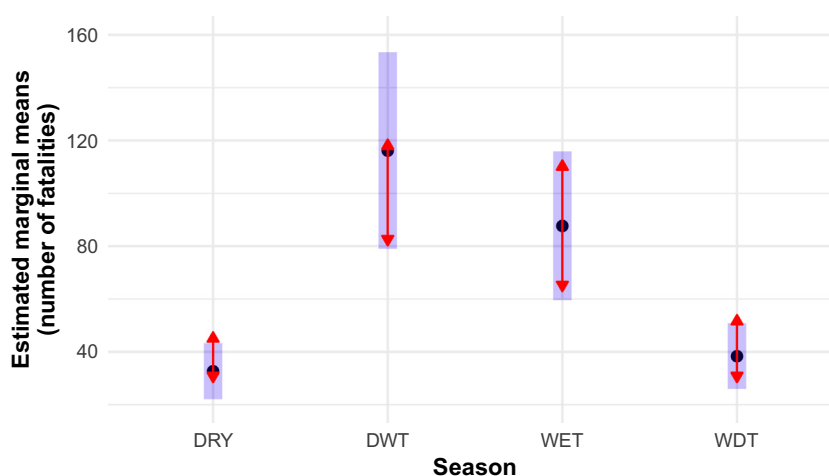


Fig. 2. Estimated means (points) and respective confidence intervals (95%) (ribbons) of the number of fatalities of Cururu toad (*Rhinella gr. marina*) by season. Arrows that do not overlap between seasons represent a statistic significant difference. DRY: Dry; DWT: Dry-wet transition; WET: Wet; WDT: Wet-dry transition.

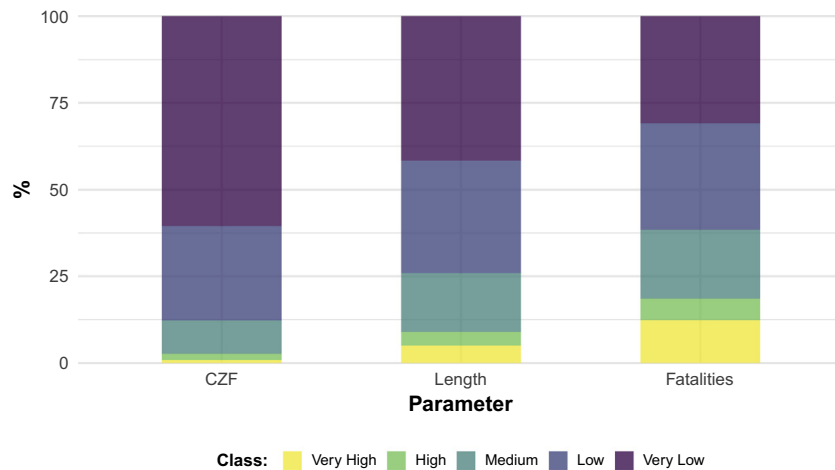


Fig. 3. Fisher-Jenks classification of the critical zones of fatality (CZF) of Cururu toads (*Rhinella gr. marina*) on the Estrada de Ferro Carajás (EFC) with respective percentages of CZF, length and fatalities.

2011; Slater, 2002), the data obtained can be still underestimated even for larger amphibians (Hels and Buchwald, 2001). Our results corroborated that assumption, showing that even for large amphibians such as Cururu toads surveyed on foot, detection is still an issue that needs to be considered. By estimating detection efficiency it is possible to estimate the magnitude of the fatalities of the group of interest with greater accuracy (Kindel et al., 2017). To our knowledge, the present study is the first to estimate values for carcass detection and persistence on railroads.

In order to understand the consequences of the high number of dead Cururu toads, a comprehensive study of the population is needed in the railroad surroundings to determine the degree of population depletion caused by it. However, to be able to discuss the potential impact of railroad mortality at the population level, we generated *a posteriori* a few estimates of population abundance in buffers of different size around the CZFs based on amphibian mobility (Pittman et al., 2014) and on *Rhinella marina* population density values measured in other areas (Lampo and Bayliss, 1996). From these calculations, we estimated that mortality rates at the EFC could reach up to 6.4% of the population annually (Table S4). Borda-de-Água et al. (2014), in an age-structured model for the Barn Owl, predicted that annual mortality rates of only 5% decreased population size in half, and Gibbs and Shriver (2005) estimated that an annual risk of >10% for road mortality could result in local population depletion. Considering that the railroad started operating 35 years ago, the continuous removal of thousands of individuals could result in smaller populations with lower persistence and to changes in the CZF locations in a long term (Teixeira et al., 2017).

The temporal pattern of Cururu toad fatalities seems to be closely linked to their life cycle, particularly in relation to breeding and dispersal (Ashley and Robinson, 1996). In the tropics, Cururu toads exhibit two migrating movements throughout the year. The first one occurs in the beginning of the breeding season, usually during the first months of rainfall in the tropics (Hearnden, 1991). The second migratory movement happens after the reproduction, aiming to establish new home ranges (Sinsch, 1990). This pattern is consistent with the results of the present study, since periods of high fatality rates coincided with the Dry-Wet transition and Wet seasons. Studies in temperate environments found greater fatality rates at the beginning of the breeding season for species of the Bufonidae family, both on highways (Orłowski, 2007) and railways (Budzik and Budzik, 2014). Previously to our study, this temporal pattern was unknown for tropical environments and, thus, indicate that seasonal mitigation measures could be implemented. The conclusions from the present study allow railway concessionaires to establish a maintenance schedule that guarantees the

clearing of drainages and fauna crossings before the start of the Dry-Wet transition and along the Wet season.

Cururu toads fatalities were spatially aggregated, a pattern described for amphibians on other studies (Langen et al., 2009; Matos et al., 2012; Sillero, 2008). Numerous CZF were identified with KDE analysis. Thereby, assuming 100% effective mitigation measures were implemented along the identified CZF, 58.4% of the total fatalities would be reduced by mitigating only 16.7% of the railway. However, 2.7% of these CZF were classified as highly critical, covering only 1.5% of the EFC length (13 km), but encompassing 18.6% of all CZF fatalities. Classified information supports planning and may provide valuable indicators to environmental agencies and entrepreneurs.

Although we did not investigate the relationship between fatalities and landscape attributes in the present study, a simple evaluation of the landscape adjacent to Very High CZF shows that urban areas, forest patches and water bodies are present in all of them. Glista et al. (2007) found the same variables as predictors for amphibian mortality. Some studies pointed out a high mortality of toads in an urban environment (Glista et al., 2007; Ray et al., 2006), and there is a chance that those animals are being attracted by artificial lighting (Coelho et al., 2012). Other authors indicate that water bodies close to highways are related to amphibian fatality aggregations (Langen et al., 2009; Orłowski, 2007; Santos et al., 2007; Souza et al., 2015). Concerning railways, prominent fatality rates were observed in rural and forested areas in a study that included a bufonid (Budzik and Budzik, 2014). Railway ecology lacks explanatory models for fauna fatality that involve landscape-related and railroad-related attributes. We believe this is a research priority that can make important contributions for railway management and impact mitigation.

5. Conclusions

Our study has shown that railroads can be harmful to amphibians. Although we do not know for sure the degree of influence of the number of fatalities on the Cururu toad population, we found that >10,000 individuals are killed every year in the EFC. We obtained unexpected results for carcass removal, indicating that Cururu toads carcasses can persist, on average, for >30 days. This result is quite different from those commonly obtained on roads, where amphibians are often quickly removed. Although they are listed among the largest of the small terrestrial vertebrates, their detection by researchers was not perfect on surveys on foot, as searcher efficiency was estimated as being 80%.

Railways can kill in a different way than we are used to observe on roads. Because the trains move strictly on rails, small animals are rarely

run over. We have collected evidence that Cururu toads can die from desiccation or barotrauma. A better understanding of the patterns of animal fatality on railroads is of fundamental importance in order to elaborate ways of managing and mitigating this impact.

Fatalities of Cururu toads showed to be temporally and spatially aggregated. These animals have high movement ability and a seasonal behavior linked to reproduction, especially after the first rain precipitation following the dry season. Several critical areas of fatality could be recorded, although <3% of them cover >10% of all fatalities. These results provide support for the choice of locations for the implementation of mitigation measures and also a schedule of maintenance of these measures that follow the period of greatest fatality.

Finally, we believe that our study takes an important step within railroad ecology, by proving that railroads can be at least equally impacting wildlife compared to roads. We believe that there should be an incentive to railroad ecology research, in order to develop a comprehensive understanding of the impact of this type of infrastructure.

Acknowledgements

We would like to thank Andreas Kindel, Camila Palhares Teixeira, Luis Fernando Marin da Fonte and three anonymous reviewers for their valuable comments on a preliminary version of the manuscript. We also thank Larissa Oliveira Gonçalves for the support with Carcass calculations. We thank the support of Vale S.A., in the persons of Maximiliano Benedetti and Marconi Nóbrega, Ampla Engenharia and all researchers involved in data collection.

Funding

RAPD had a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) DS scholarship; FZT had a CAPES/PNPD fellowship; RAAN had a Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) Productivity fellowship.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.371>.

References

- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Z.* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- Ampla, 2011. Estudo Ambiental e Plano Básico Ambiental – EA/PBA – Expansão da Estrada de Ferro Carajás – EFC. Ampla Engenharia e Gestão de Projetos. Belo Horizonte, Brasil.
- Ashley, E.P., Robinson, J.T., 1996. Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the long point causeway, Lake Erie, Ontario. *Can. Field-Naturalist* 110, 403–412.
- Attademo, A.M., Peltzer, P.M., Lajmanovich, R.C., Elberg, G., Junges, C., Sanchez, L.C., Bassó, A., 2011. Wildlife vertebrate mortality in roads from Santa Fe Province, Argentina. *Rev. Mex. Biodivers.* 82, 915–925.
- Barber, C.P., Cochrane, M.A., Souza, C.M., Laurance, W.F., 2014. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biol. Conserv.* 177, 203–209. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.07.004>.
- Barrientos, R., Martins, R.C., Ascensão, F., D'Amico, M., Moreira, F., Borda-de-Água, L., 2018. A review of searcher efficiency and carcass persistence in infrastructure-driven mortality assessment studies. *Biol. Conserv.* 222, 146–153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.04.014>.
- Baxter-Gilbert, J.H., Riley, J.L., Neufeld, C.J.H., Litzgus, J.D., Lesbarrères, D., 2015. Road mortality potentially responsible for billions of pollinating insect deaths annually. *J. Insect Conserv.* 19, 1029–1035. <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9808-z>.
- Beckmann, C., Shine, R., 2009. Impact of invasive cane toads on Australian birds. *Conserv. Biol.* 23, 1544–1549. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01261.x>.
- Beckmann, C., Shine, R., 2015. Do the numbers and locations of road-killed anuran carcasses accurately reflect impacts of vehicular traffic? *J. Wildl. Manag.* 79, 92–101. <https://doi.org/10.1002/jwmg.806>.
- Beckmann, C., Crossland, M.R., Shine, R., 2011. Responses of Australian wading birds to a novel toxic prey type, the invasive cane toad *Rhinella marina*. *Biol. Invasions* 13, 2925–2934. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-9974-1>.
- Beebee, T.J.C., 2005. Conservation genetics of amphibians. *Heredity* 95, 423–427. <https://doi.org/10.1038/sj.hdy.6800736>.
- Beebee, T.J.C., 2013. Effects of road mortality and mitigation measures on amphibian populations. *Conserv. Biol.* 27, 657–668. <https://doi.org/10.1111/cobi.12063>.
- Bil, M., Andrášik, R., Janoška, Z., 2013. Identification of hazardous road locations of traffic accidents by means of kernel density estimation and cluster significance evaluation. *Accid. Anal. Prev.* 55, 265–273. <https://doi.org/10.1016/j.aap.2013.03.003>.
- Bivand, R.S., 2017. classInt: Choose Univariate Class Intervals.
- Borda-de-Água, L., Grilo, C.B., Pereira, H.M., 2014. Modeling the impact of road mortality on barn owl (*Tyto alba*) populations using age-structured models. *Ecol. Model.* 276, 29–37. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.12.022>.
- Borda-de-Água, L., Barrientos, R., Beja, P., Pereira, H.M., 2017. Railway ecology. In: Borda-de-Água, L., Barrientos, R., Beja, P., Pereira, H.M. (Eds.), *Railway Ecology*. Springer International Publishing, Cham, pp. 3–9. https://doi.org/10.1007/978-3-319-57496-7_1.
- Borda-de-Água, L., Barrientos, R., Beja, P., Pereira, H.M., 2017b. *Railway Ecology*. Springer International Publishing, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-57496-7>.
- Brattstrom, B.H., 1962. Homing in the Giant toad, *Bufo marinus*. *Herpetologica* 18, 176–180.
- Budzik, K.A., Budzik, K.M., 2014. A preliminary report of amphibian mortality patterns on railroads. *Acta Herpetol.* 9, 103–107. https://doi.org/10.13128/Acta_Herpetol-12914.
- Caro, T., Dobson, A., Marshall, A.J., Peres, C.A., 2014. Compromise solutions between conservation and road building in the tropics. *Curr. Biol.* 24, R722–R725. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.07.007>.
- 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. *Eur. J. Wildl. Res.* 54, 689–699. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0197-4>.
- Coelho, I.P., Teixeira, F.Z., Colombo, P., Coelho, A.V.P., Kindel, A., 2012. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. *J. Environ. Manag.* 112, 17–26. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.004>.
- Coelho, A.V.P., Coelho, I.P., Kindel, A., Teixeira, F.Z., 2014. *Siriema - Programa para atropelamentos em rodovias*.
- Crossland, M., Brown, G.P., Shine, R., 2011. The enduring toxicity of road-killed cane toads (*Rhinella marina*). *Biol. Invasions* 13, 2135–2145. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0031-x>.
- Cunha, D.B., 2016. Caracterização genética e morfológica de espécies de sapos *Rhinella marina*, *R. schneideri* e *R. jimii* (Anura: Bufonidae): estudo de zona híbrida. Universidade Federal do Pará.
- DNIT, 2015. Procedimentos de Inspeção de Materiais – PIMs PIM 01 - TRILHO PARA LINHA FÉRREA. Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes, Brasília.
- Dornas, R.A.P., Kindel, A., Bager, A., Freitas, S.R., 2012. Avaliação da mortalidade de vertebrados em rodovias no Brasil. In: Bager, A. (Ed.), *Ecologia de Estradas: Tendências e Pesquisas*. Editora UFLA, Lavras, pp. 139–152.
- Dorsey, B., Olsson, M., Rew, L.J., 2015. Ecological effects of railways on wildlife. In: van der Ree, R., Smith, D.J., Grilo, C. (Eds.), *Handbook of Road Ecology*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, pp. 219–227. <https://doi.org/10.1002/9781118568170.ch26>.
- Elzanowski, A., Ciesiołkiewicz, J., Kaczor, M., Radwańska, J., Urban, R., 2009. Amphibian road mortality in Europe: a meta-analysis with new data from Poland. *Eur. J. Wildl. Res.* 55, 33–43. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0211-x>.
- Etienne, R.S., Vos, C.C., Jansen, M.J.W., 2003. Ecological impact assessment in data-poor systems: a case study on metapopulation persistence. *Environ. Manag.* 32, 760–777. <https://doi.org/10.1007/s00267-003-0045-y>.
- Fearnside, P.M., 2015. Highway construction as a force in the destruction of the Amazon forest. In: van der Ree, R., Smith, D.J., Grilo, C. (Eds.), *Handbook of Road Ecology*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, pp. 414–424. <https://doi.org/10.1002/9781118568170.ch51>.
- Forman, R.T.T., Alexander, L.E., 1998. Roads and their major ecological effects. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29, 207–231.
- Gaston, K.J., Fuller, R.A., 2007. Biodiversity and extinction: losing the common and the widespread. *Prog. Phys. Geogr.* 31, 213–225. <https://doi.org/10.1177/0309133307076488>.
- Gibbs, J.P., Shriver, W.G., 2005. Can road mortality limit populations of pool-breeding amphibians? *Wetl. Ecol. Manag.* 13, 281–289. <https://doi.org/10.1007/s11273-004-7522-9>.
- Glista, D.J., DeVault, T.L., DeWoody, J.A., 2007. Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians. *Herpetol. Conserv. Biol.* 3, 77–87.
- Gonsioroski, G., Dornas, R.A.P., 2018. Temperature measurements of railway structures - Estrada de Ferro Carajás - Brazil. figshare. Dataset. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.6148844.v1>.
- Guinard, É., Julliard, R., Barbraud, C., 2012. Motorways and bird traffic casualties: carcasses surveys and scavenging bias. *Biol. Conserv.* 147, 40–51. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.019>.
- Hearn, M.N., 1991. *The Reproductive and Larval Ecology of Bufo marinus* (Anura: Bufonidae). James Cook University.
- Hels, T., Buchwald, E., 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biol. Conserv.* 99, 331–340.
- Heske, E.J., 2015. Blood on the tracks: track mortality and scavenging rate in urban nature preserves. *Urban Nat.* 4, 1–13.
- Hilbe, J.M., 2014. *Modeling Count Data*. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139236065>.
- Hilbe, J.M., Robinson, A., 2014. msme: Functions and Datasets for “Methods of Statistical Model Estimation.”
- Holden, C., 2002. Spring road peril: toad blowout. *Science* 296, 43. <https://doi.org/10.1126/science.296.5565.43d> (80-).
- Hummel, D., 2001. Amphibienschutz durch Geschwindigkeitsbegrenzung - Eine aerodynamische Studie. *Natur und Landschaft*. 76 pp. 530–533.
- IBGE, 2002. *Mapa de Clima do Brasil*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.

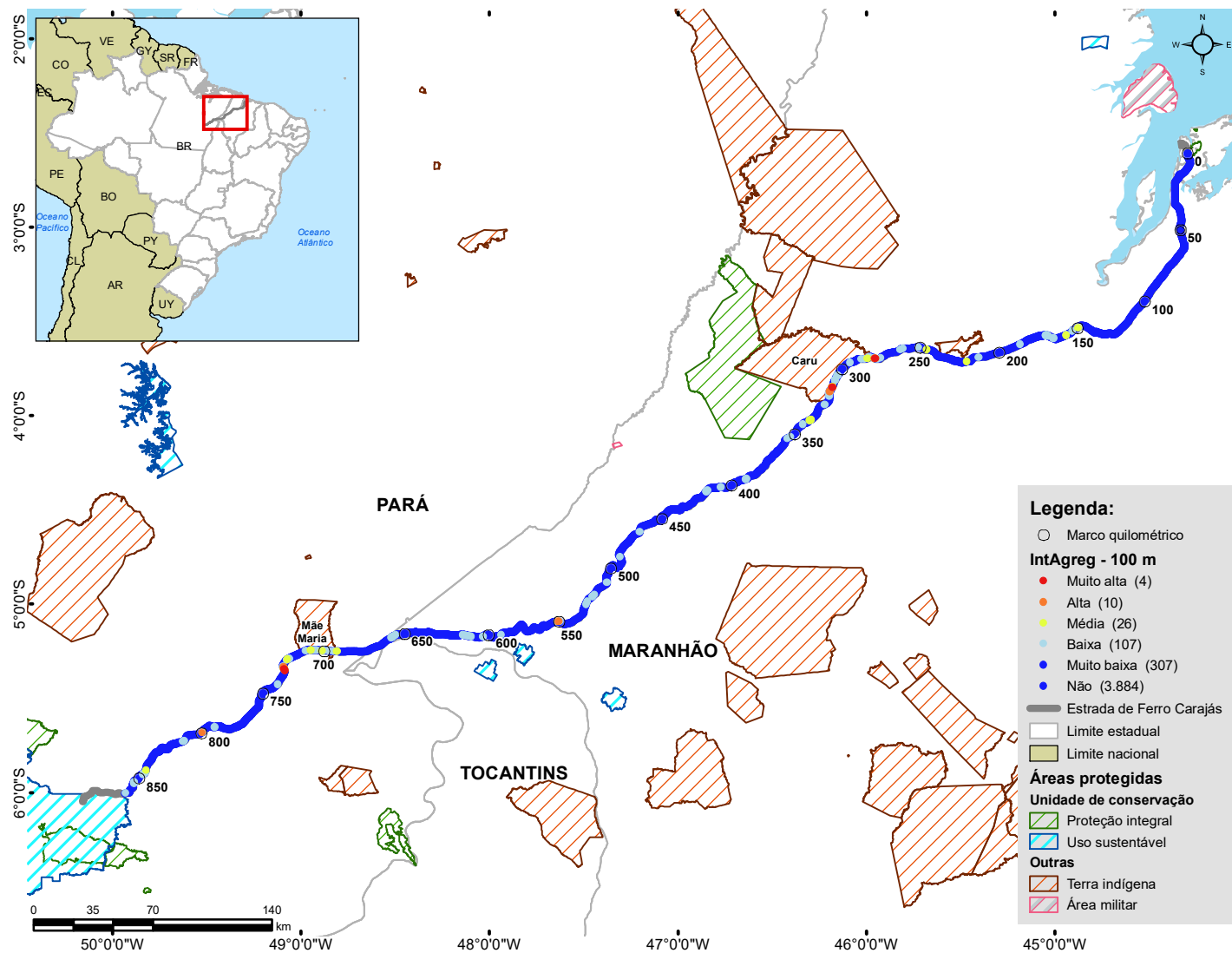
- IBGE, 2012. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.
- Ibsch, P.L., Hoffmann, M.T., Kreft, S., Peer, G., Kati, V., Biber-Freudenberger, L., DellaSala, D.A., Vale, M.M., Hobson, P.R., Selva, N., 2016. A global map of roadless areas and their conservation status. *Science* 354, 1423–1427. <https://doi.org/10.1126/science.aaf7166> (80-).
- Inmet, 2018. Dados da Rede do Inmet. <http://www.inmet.gov.br>, Accessed date: 27 January 2018.
- Iosif, R., 2012. Railroad-associated mortality hot spots for a population of Romanian Hermann's tortoise (*Testudo hermanni boettgeri*): a gravity model for railroad-segment analysis. *Procedia Environ. Sci.* 14, 123–131. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.03.012>.
- Jackson, N.D., Fahrig, L., 2011. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biol. Conserv.* 144, 3143–3148. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.010>.
- Kindel, A., Teixeira, F.Z., Gonçalves, L.O., Coelho, I.P., Beduschi, J., Oliveira, G.S., Lemos, C.A., Herkenhof, C.Z., Lauxen, M., Leite, L.C.L., Silveira, L.F.S., Silva, S.A.P., Sana, D.A., 2017. Following the “Why? What? and How?” schema to improve road-kill evaluation in environmental impact assessments of Southern Brazil. *Oecol. Aust.* 21, 256–267. <https://doi.org/10.4257/oeco.2017.2103.03>.
- Korner-Nievergelt, F., Korner-Nievergelt, P., Behr, O., Niermann, I., Brinkmann, R., Hellriegel, B., 2011. A new method to determine bird and bat fatality at wind energy turbines from carcass searches. *Wildl. Biol.* 17, 350–363. <https://doi.org/10.2981/10-121>.
- Korner-Nievergelt, F., Behr, O., Brinkmann, R., Etterson, M.A., Huso, M.M.P., Dalthorp, D., Korner-Nievergelt, P., Roth, T., Niermann, I., 2015. Mortality estimation from carcass searches using the R-package carcass – a tutorial. *Wildl. Biol.* 21, 30–43. <https://doi.org/10.2981/wlb.00094>.
- Kornilev, Y.V., Price, S.J., Dorcas, M.E., 2006. Between a rock and a hard place: responses of Eastern Box Turtles (*Terrapene carolina*) when trapped between railroad tracks. *Herpetol. Rev.* 37, 145–148.
- Krakauer, T., 1968. The ecology of the neotropical toad, *Bufo marinus*, in South Florida. *Herpetologica* 24, 214–221.
- Lampo, M., Bayliss, P., 1996. Density estimates of cane toads from native populations based on mark-recapture data. *Wildl. Res.* 23, 305–315. <https://doi.org/10.1071/WR9960305>.
- Langen, T.A., Ogden, K.M., Swarting, L.L., 2009. Predicting hot spots of herpetofauna road mortality along highway networks. *J. Wildl. Manag.* 73, 104–114. <https://doi.org/10.2193/2008-017>.
- Laura, J., Rey, S.J., 2013. Improved parallel optimal choropleth map classification. *Modern Accelerator Technologies for Geographic Information Science*. Springer US, Boston, pp. 197–212 https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8745-6_15.
- Laurance, W.F., Peletier-Jellema, A., Geenen, B., Koster, H., Verweij, P., Van Dijk, P., Lovejoy, T.E., Schleicher, J., Van Kuijk, M., 2015. Reducing the global environmental impacts of rapid infrastructure expansion. *Curr. Biol.* 25, R259–R262. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2015.02.050>.
- Lenth, R., 2018. emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means.
- Matos, C., Sillero, N., Argana, E., 2012. Spatial analysis of amphibian road mortality levels in northern Portugal country roads. *Amphibia-Reptilia* 33, 469–483. <https://doi.org/10.1163/15685381-00002850>.
- Mayer, M., Lyons, J.A., Shine, R., Natusch, D.J.D., 2018. Air-pressure waves generated by vehicles do not imperil road-crossing amphibians. *Salamandra* 54, 80–82.
- Navas, C.A., Antoniazzi, M.M., Carvalho, J.E., Suzuki, H., Jared, C., 2007. Physiological basis for diurnal activity in dispersing juvenile *Bufo granulosus* in the Caatinga, a Brazilian semi-arid environment. *Comp. Biochem. Physiol. A Mol. Integr. Physiol.* 147, 647–657. <https://doi.org/10.1016/j.cbpa.2006.04.035>.
- Orłowski, G., 2007. Spatial distribution and seasonal pattern in road mortality of the common toad *Bufo bufo* in an agricultural landscape of south-western Poland. *Amphibia-Reptilia* 28, 25–31. <https://doi.org/10.1163/15685380777999045>.
- Pittman, S.E., Osbourn, M.S., Semlitsch, R.D., 2014. Movement ecology of amphibians: a missing component for understanding population declines. *Biol. Conserv.* 169, 44–53. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.10.020>.
- Popp, J.N., Boyle, S.P., 2017. Railway ecology: underrepresented in science? *J. Basic Appl. Ecol.* 19, 84–93. <https://doi.org/10.1016/j.baee.2016.11.006>.
- R Core Team, 2018. R: A Language and Environment for Statistical Computing.
- Rautsaw, R.M., Martin, S.A., Vincent, B.A., Lanctot, K., Bolt, M.R., Seigel, R.A., Parkinson, C.L., 2018. Stopped dead in their tracks: the impact of railways on gopher tortoise (*Gopherus polyphemus*) movement and behavior. *Copeia* 106, 135–143. <https://doi.org/10.1643/CE-17-635>.
- Ray, J.E., Preston, D., McCallum, M.L., 2006. *Bufo nebulifer* (coastal plains toad). Urban road mortality. *Herpetol. Rev.* 37, 442.
- Reed, C.A., Borowsky, R., 1970. The “Worlds Largest Toad” and other herpetological specimens from Southern Surinam. *Stud. Fauna Surinam other Guyanas* 12, 159–171.
- Ripley, B.D., 1981. Spatial Statistics, Wiley Series in Probability and Statistics. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA <https://doi.org/10.1002/0471725218>.
- Santos, X., Llorente, G.A., Montori, A., Carretero, M.A., Franch, M., Garriga, N., Richter-Boix, A., 2007. Evaluating factors affecting amphibian mortality on roads: the case of the common toad *Bufo bufo*, near a breeding place. *Anim. Biodivers. Conserv.* 30, 97–104.
- 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. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025383>.
- Santos, S.M., Carvalho, F., Mira, A., 2017. Current knowledge on wildlife mortality in railways. In: Borda-de-Água, L., Barrientos, R., Beja, P., Pereira, H.M. (Eds.), *Railway Ecology*. Springer International Publishing, Cham, pp. 11–22 https://doi.org/10.1007/978-3-319-57496-7_2.
- Seiler, A., Hellidin, J.O., 2006. Mortality in wildlife due to transportation. In: Davenport, J., Davenport, J.L. (Eds.), *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 165–189.
- Sillero, N., 2008. Amphibian mortality levels on Spanish country roads: descriptive and spatial analysis. *Amphibia-Reptilia* 29, 337–347. <https://doi.org/10.1163/156853808785112066>.
- Sinsch, U., 1990. Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethol. Ecol. Evol.* 2, 65–79. <https://doi.org/10.1080/08927014.1990.9525494>.
- Slater, F.M., 2002. An assessment of wildlife road casualties - the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. *Web Ecol.* 3, 33–42.
- Souza, A.M., Pires, R.C., Borges, V.S., Eterovick, P.C., 2015. Road mortality of the herpetofauna in a Cerrado ecosystem, central Brazil. *Herpetol. J.* 25, 141–148.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L., Waller, R.W., 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306, 1783–1786. <https://doi.org/10.1126/science.1103538> (80-).
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.006>.
- Teixeira, F.Z., Kindel, A., Hartz, S.M., Mitchell, S., Fahrig, L., 2017. When road-kill hotspots do not indicate the best sites for road-kill mitigation. *J. Appl. Ecol.* 54, 1544–1551. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12870>.
- van der Grift, E.A., 2001. The impacts of railroads on wildlife. *The Road-RIPorter*. 6, pp. 8–10.
- Venables, W.N., Ripley, B.D., 2002. *Modern Applied Statistics with S*. 4th ed. Springer New York, New York, NY <https://doi.org/10.1007/978-0-387-21706-2>.
- Wright, A.H., Wright, A.A., 1949. *Handbook of Frogs and Toads of the United States and Canada*. 3rd ed. Comstock Publishing Company, Ithaca.
- Zug, G.R., Zug, P.B., 1979. The marine toad, *Bufo marinus*: a natural history resumé of native populations. *Smithson. Contrib. Zool.*, 1–58 <https://doi.org/10.5479/si.00810282.284>.

II Estimativas de densidade e mortalidade populacional para *Rhinella* gr. *marina* em diferentes larguras de *buffer* em torno das zonas críticas de fatalidades (ZCF)

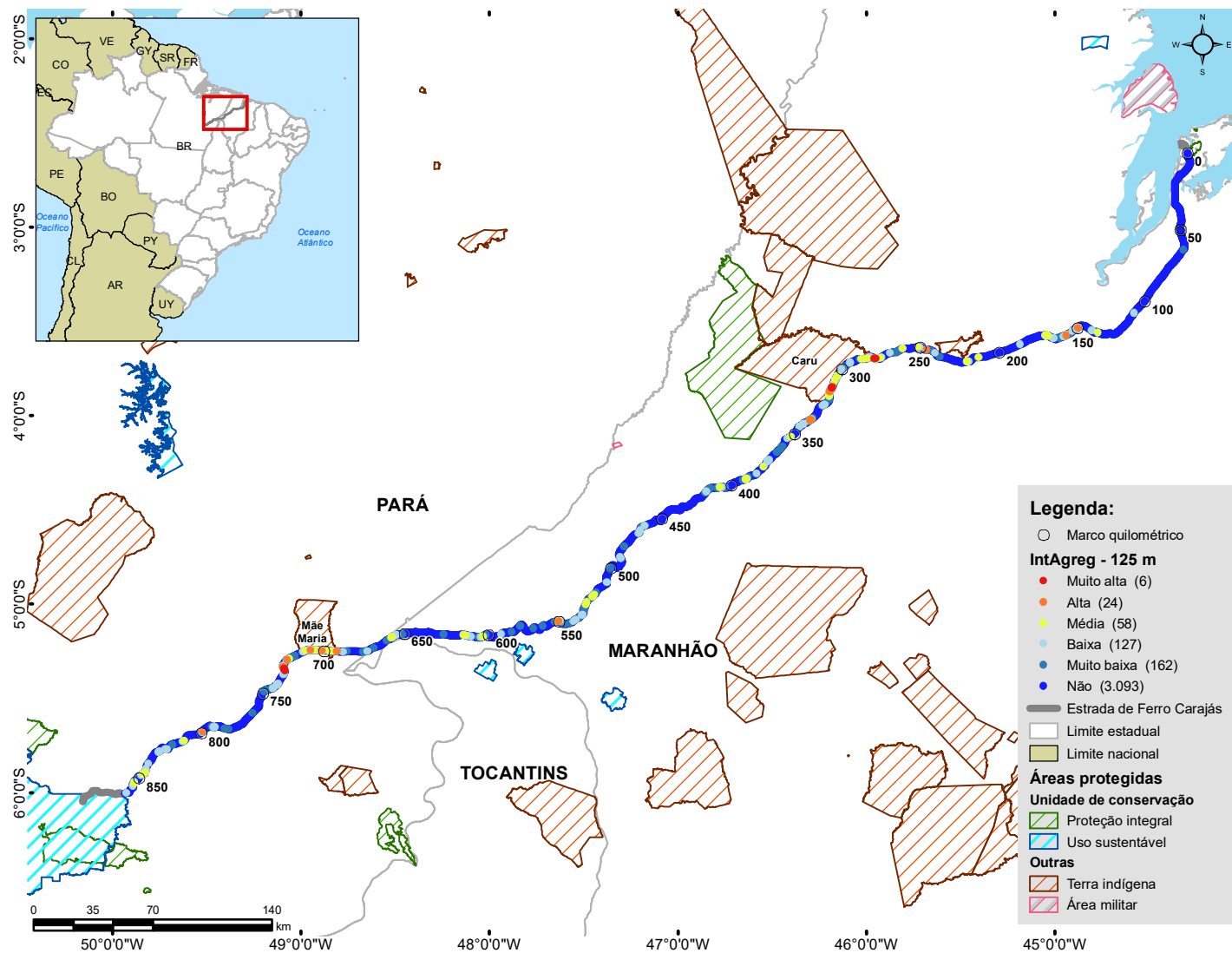
Estimativas de densidade e mortalidade populacional para *Rhinella* gr. *marina* em diferentes larguras de *buffer* em torno das zonas críticas de fatalidades (ZCF). As densidades globais em ZCF foram calculadas pela multiplicação da área de cada zona tampão pela densidade mínima (45 animais/ha) e máxima (6.125 animais/ha) reportadas para outra área por Lampo & Bayliss (1996). Os percentuais de mortalidade populacional na ferrovia foram gerados dividindo-se os valores mínimo (4.913) e máximo (11.149) para fatalidades anuais estimadas pelas densidades globais estimadas para as ZCFs.

Buffer (m)	Área (ha)	Densidade nos buffers de ZCF		Mortalidade da população (%)			
		Mínimo	Máximo	Mín dens / Mín estim	Mín dens / Máx estim	Máx dens / Mín estim	Máx dens / Máx estim
100	3.855,1	173.478	23.612.320	2,832	6,427	0,021	0,047
1.000	89.882,9	4.044.732	550.532.936	0,121	0,276	0,001	0,002

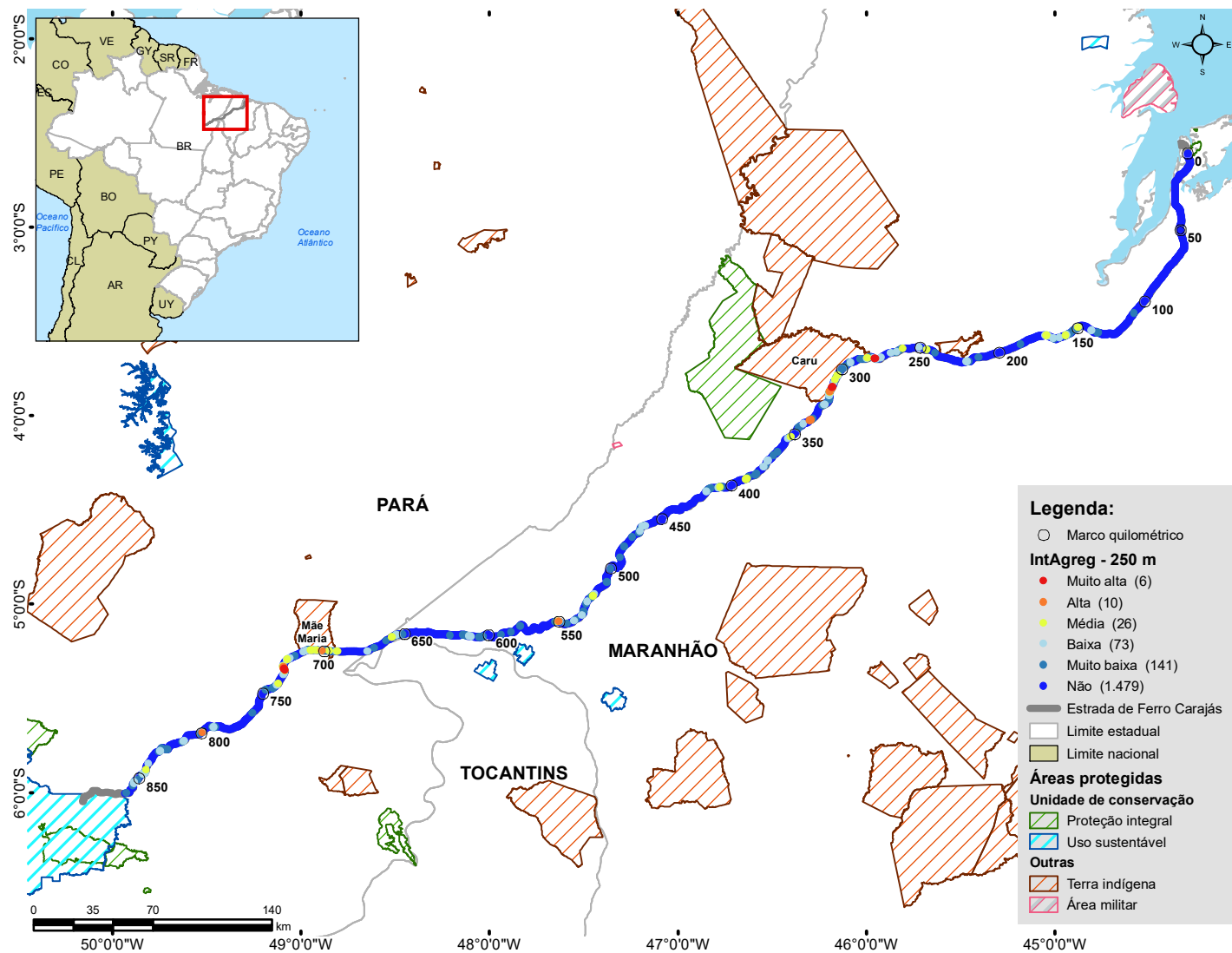
III Mapas de intensidade de agregação de fatalidades de sapos-cururu em diferentes escalas de análise.



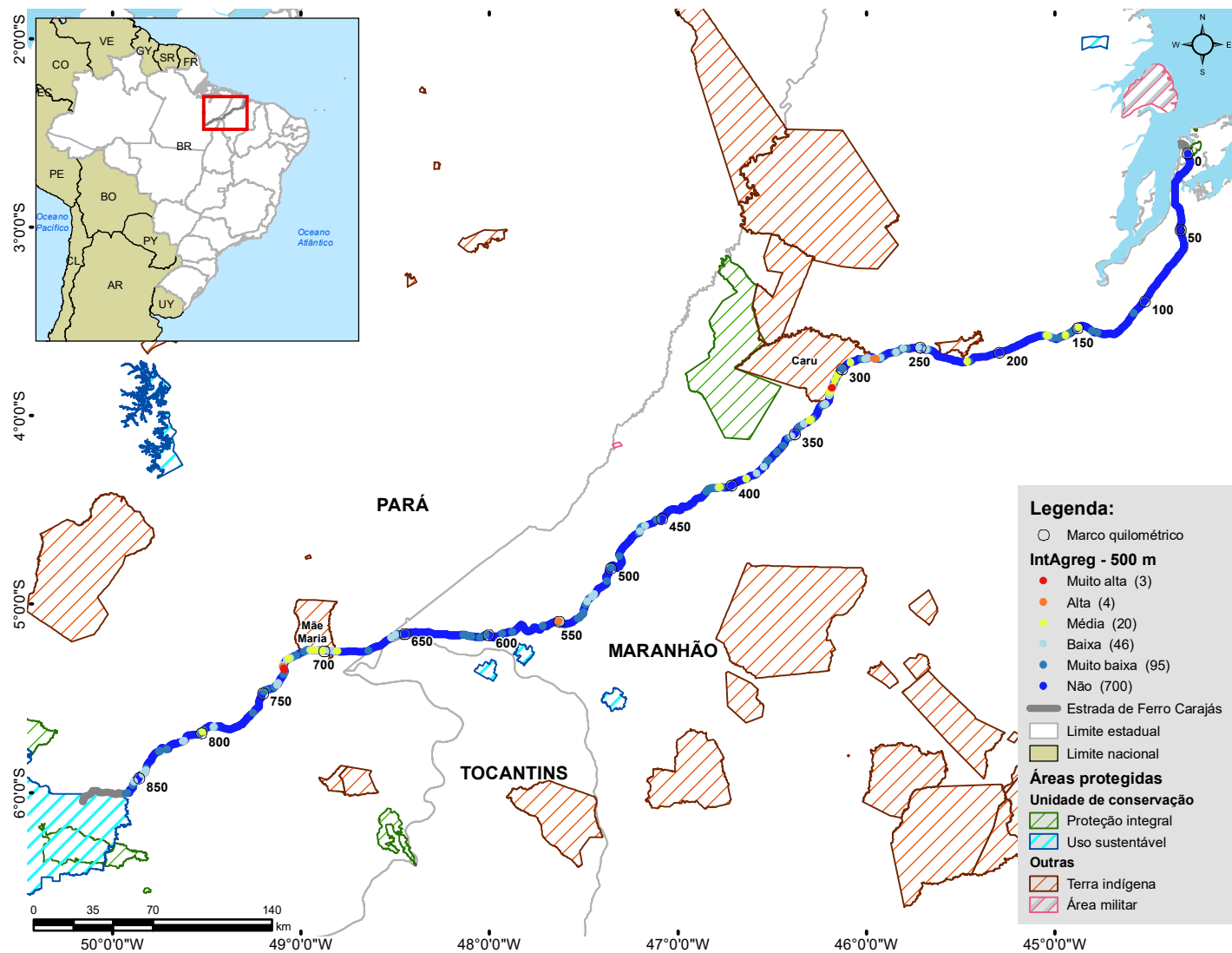
Mapa exibindo a intensidade de agregação de fatalidades de sapos-cururu (*Rhinella gr. marina*) na Estrada de Ferro Carajás obtida pela análise 2D Hotspot para a escala 100 m. As cores das UAs refletem a classificação de Fisher-Jenks.



Mapa exibindo a intensidade de agregação de fatalidades de sapos-cururu (*Rhinella gr. marina*) na Estrada de Ferro Carajás obtida pela análise 2D Hotspot para a escala 125 m. As cores das UAs refletem a classificação de Fisher-Jenks.



Mapa exibindo a intensidade de agregação de fatalidades de sapos-cururu (*Rhinella gr. marina*) na Estrada de Ferro Carajás obtida pela análise 2D Hotspot para a escala 250 m. As cores das UAs refletem a classificação de Fisher-Jenks.



Mapa exibindo a intensidade de agregação de fatalidades de sapos-cururu (*Rhinella gr. marina*) na Estrada de Ferro Carajás obtida pela análise 2D Hotspot para a escala 500 m. As cores das UAs refletem a classificação de Fisher-Jenks.

IV Tabela resumando os resultados dos modelos de regressão geograficamente ponderada processados pelo método *forward stepwise*.

Modelos de regressão geograficamente ponderada (GWR) calculados pelo método *forward stepwise* com respectiva escala, largura de banda de kernel, resultado do critério de informação de Akaike (AICc), diferença entre o valor de AICc do melhor modelo em relação aos demais (ΔAICc) e o peso do AICc (ωAICc).

Modelo	Escala (m)	Largura de banda (m)	AICc	DeltaAICc	wAICc
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Urb_dist	500	8.727	6.181	0	1
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Urb_dist+Ala_dist	500	8.475	6.197	16	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Urb_dist	500	23.512	6.237	57	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Urb_dist+Ala_dist	500	23.512	6.238	57	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Urb_dist+Ala_dist+Ala_perc	500	23.512	6.240	60	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist	500	23.512	6.241	60	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Urb_dist+Ala_perc	500	23.512	6.241	61	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Urb_dist+Ala_dist+Águ_perc	500	23.512	6.243	62	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Urb_dist+Ala_dist+Águ_dist	500	23.512	6.243	62	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Urb_dist+Águ_perc	500	23.512	6.243	62	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Águ_perc	500	23.512	6.243	63	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Ala_dist	500	23.512	6.243	63	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Ala_dist	500	23.512	6.244	63	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Urb_dist+Águ_dist	500	23.512	6.244	63	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Urb_dist	500	23.512	6.245	64	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Águ_dist	500	23.512	6.246	65	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc	500	23.512	6.246	66	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Ala_perc	500	23.512	6.246	66	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Urb_dist+Ala_dist+Ala_perc+Águ_dist	500	23.512	6.247	66	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Urb_dist+Ala_dist+Ala_perc+Águ_perc	500	23.512	6.248	67	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Águ_dist	500	23.512	6.248	68	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Ala_perc	500	23.512	6.250	69	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Águ_perc	500	23.512	6.252	71	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc+Flo_dist+Urb_dist+Ala_dist+Ala_perc+Águ_dist+Águ_perc	500	23.512	6.258	78	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_dist	500	23.512	6.262	82	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist	500	23.512	6.265	85	0
IntAgreg-Urb_perc+Ala_dist	500	23.512	6.276	96	0
IntAgreg-Urb_perc+Urb_dist	500	23.512	6.278	98	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc	500	23.512	6.279	98	0
IntAgreg-Urb_perc	500	23.512	6.281	100	0
IntAgreg-Urb_perc+Ala_perc	500	23.512	6.288	107	0
IntAgreg-Flo_dist	500	23.512	6.406	226	0
IntAgreg-Ala_dist	500	23.512	6.478	298	0
IntAgreg-Urb_dist	500	23.512	6.504	324	0
IntAgreg-Flo_perc	500	23.512	6.517	337	0
IntAgreg-Águ_dist	500	23.512	6.526	346	0

continua na página seguinte...

Modelos de regressão geograficamente ponderada (GWR) calculados pelo método *forward stepwise* com respectiva escala, largura de banda de kernel, resultado do critério de informação de Akaike (AICc), diferença entre o valor de AICc do melhor modelo em relação aos demais (Δ AICc) e o peso do AICc (ω AICc). *continuação*

Modelo	Escala (m)	Largura de banda (m)	AICc	DeltaAICc	wAICc
IntAgreg-Águ_perc	500	23.512	6.530	349	0
IntAgreg-Ala_perc	500	23.512	6.543	362	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist	250	9.965	10.435	4.254	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Ala_perc	250	9.965	10.435	4.255	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Ala_perc+Flo_perc	250	9.965	10.437	4.256	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Águ_dist	250	9.965	10.437	4.256	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Flo_perc	250	9.965	10.439	4.258	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Ala_dist	250	9.965	10.439	4.259	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Flo_perc	250	9.965	10.443	4.262	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Ala_perc+Águ_dist	250	9.965	10.445	4.265	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Ala_dist	250	9.965	10.445	4.265	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Ala_perc	250	9.965	10.446	4.265	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc	250	9.965	10.448	4.268	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Ala_perc+Ala_dist	250	9.965	10.449	4.268	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Águ_dist	250	9.965	10.452	4.271	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Ala_perc+Flo_perc+Águ_dist	250	9.965	10.457	4.277	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Ala_perc+Flo_perc+Ala_dist	250	9.965	10.459	4.278	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_dist	250	9.965	10.460	4.280	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Urb_dist	250	9.965	10.466	4.285	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Flo_perc	250	9.965	10.472	4.292	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Ala_perc	250	9.965	10.476	4.296	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist	250	9.965	10.479	4.298	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Ala_perc+Flo_perc+Águ_dist+Ala_dist	250	9.965	10.479	4.299	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Ala_dist	250	9.965	10.488	4.307	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc	250	9.965	10.508	4.327	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_dist	250	9.965	10.518	4.337	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc	250	9.965	10.520	4.339	0
IntAgreg-Urb_perc+Urb_dist	250	9.965	10.528	4.347	0
IntAgreg-Urb_perc	250	9.965	10.534	4.353	0
IntAgreg-Urb_perc+Ala_perc	250	9.965	10.537	4.357	0
IntAgreg-Urb_perc+Ala_dist	250	9.965	10.544	4.363	0
IntAgreg-Flo_dist	250	9.965	10.736	4.556	0
IntAgreg-Ala_dist	250	9.965	10.927	4.747	0
IntAgreg-Urb_dist	250	9.965	10.939	4.758	0
IntAgreg-Águ_perc	250	9.965	11.017	4.837	0
IntAgreg-Flo_perc	250	9.965	11.019	4.838	0

continua na página seguinte...

Modelos de regressão geograficamente ponderada (GWR) calculados pelo método *forward stepwise* com respectiva escala, largura de banda de kernel, resultado do critério de informação de Akaike (AICc), diferença entre o valor de AICc do melhor modelo em relação aos demais ($\Delta AICc$) e o peso do AICc ($\omega AICc$). *continuação*

Modelo	Escala (m)	Largura de banda (m)	AICc	DeltaAICc	wAICc
IntAgreg-Águ_dist	250	9.965	11.022	4.841	0
IntAgreg-Ala_perc	250	9.965	11.043	4.862	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Flo_dist+Urb_dist+Águ_dist	125	5.504	16.791	10.610	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Flo_dist+Urb_dist+Águ_dist+Ala_dist	125	5.504	16.795	10.615	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Flo_dist+Urb_dist+Águ_dist+Ala_perc	125	5.504	16.809	10.629	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Flo_dist+Urb_dist+Águ_dist+Flo_perc	125	5.504	16.810	10.629	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Flo_dist+Urb_dist+Ala_dist	125	5.504	16.811	10.630	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Flo_dist+Urb_dist+Águ_dist+Ala_dist+Flo_perc	125	5.504	16.823	10.642	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Flo_dist+Urb_dist+Águ_dist+Ala_dist+Ala_perc	125	5.504	16.832	10.652	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Flo_dist+Urb_dist	125	5.504	16.834	10.654	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Flo_dist+Urb_dist+Flo_perc	125	5.504	16.839	10.658	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Flo_dist+Urb_dist+Ala_perc	125	5.504	16.842	10.661	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Flo_dist+Ala_dist	125	5.504	16.861	10.680	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Flo_dist+Urb_dist+Águ_dist+Ala_dist+Flo_perc+Ala_perc	125	5.504	16.861	10.680	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Flo_dist+Águ_dist	125	5.504	16.879	10.698	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Flo_dist+Flo_perc	125	5.504	16.891	10.711	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Flo_dist+Ala_perc	125	5.504	16.896	10.716	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Flo_dist	125	5.504	16.897	10.716	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Urb_dist	125	5.504	16.919	10.739	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Ala_dist	125	5.504	16.972	10.791	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Águ_dist	125	5.504	16.978	10.797	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Flo_perc	125	5.504	16.986	10.805	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc	125	5.504	16.995	10.814	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc+Ala_perc	125	5.504	17.017	10.836	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist	125	5.504	17.046	10.866	0
IntAgreg-Urb_perc+Urb_dist	125	5.504	17.062	10.882	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_dist	125	5.504	17.074	10.893	0
IntAgreg-Urb_perc+Ala_dist	125	5.504	17.134	10.954	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc	125	5.504	17.142	10.962	0
IntAgreg-Urb_perc	125	5.504	17.146	10.965	0
IntAgreg-Urb_perc+Ala_perc	125	5.504	17.160	10.979	0
IntAgreg-Flo_dist	125	5.504	17.504	11.324	0
IntAgreg-Urb_dist	125	5.504	17.719	11.539	0
IntAgreg-Águ_dist	125	5.504	17.770	11.590	0
IntAgreg-Ala_dist	125	5.504	17.815	11.634	0
IntAgreg-Águ_perc	125	5.504	17.904	11.724	0

continua na página seguinte...

Modelos de regressão geograficamente ponderada (GWR) calculados pelo método *forward stepwise* com respectiva escala, largura de banda de kernel, resultado do critério de informação de Akaike (AICc), diferença entre o valor de AICc do melhor modelo em relação aos demais (Δ AICc) e o peso do AICc (ω AICc). *continuação*

Modelo	Escala (m)	Largura de banda (m)	AICc	DeltaAICc	wAICc
IntAgreg-Flo_perc	125	5.504	18.024	11.843	0
IntAgreg-Ala_perc	125	5.504	18.029	11.848	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Águ_dist+Ala_dist	100	5.860	19.811	13.630	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Águ_dist	100	5.860	19.819	13.638	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Águ_dist+Ala_dist+Flo_perc	100	5.860	19.833	13.652	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Águ_dist+Flo_perc	100	5.860	19.835	13.655	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Águ_dist+Ala_perc	100	5.860	19.839	13.659	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Águ_dist+Ala_dist+Ala_perc	100	5.860	19.840	13.660	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Ala_dist	100	5.860	19.845	13.665	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Águ_dist+Ala_dist+Flo_perc+Ala_perc	100	5.860	19.864	13.683	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist	100	5.860	19.874	13.693	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Flo_perc	100	5.860	19.880	13.699	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Urb_dist+Ala_perc	100	5.860	19.889	13.709	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Ala_dist	100	5.860	19.919	13.738	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Águ_dist	100	5.860	19.923	13.743	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Flo_perc	100	5.860	19.952	13.772	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc	100	5.860	19.962	13.782	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Urb_dist	100	5.860	19.966	13.786	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_perc+Ala_perc	100	5.860	19.969	13.789	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Águ_dist	100	5.860	19.995	13.814	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Ala_dist	100	5.860	20.050	13.869	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Flo_perc	100	5.860	20.061	13.881	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist	100	5.860	20.071	13.890	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_dist+Ala_perc	100	5.860	20.082	13.901	0
IntAgreg-Urb_perc+Urb_dist	100	5.860	20.100	13.920	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_perc	100	5.860	20.105	13.925	0
IntAgreg-Urb_perc+Águ_dist	100	5.860	20.141	13.960	0
IntAgreg-Urb_perc+Ala_dist	100	5.860	20.203	14.023	0
IntAgreg-Urb_perc	100	5.860	20.219	14.039	0
IntAgreg-Urb_perc+Flo_perc	100	5.860	20.229	14.048	0
IntAgreg-Urb_perc+Ala_perc	100	5.860	20.246	14.065	0
IntAgreg-Flo_dist	100	5.860	20.485	14.304	0
IntAgreg-Urb_dist	100	5.860	20.704	14.524	0
IntAgreg-Águ_dist	100	5.860	20.757	14.576	0
IntAgreg-Ala_dist	100	5.860	20.796	14.615	0
IntAgreg-Águ_perc	100	5.860	20.939	14.758	0

continua na página seguinte...

Modelos de regressão geograficamente ponderada (GWR) calculados pelo método *forward stepwise* com respectiva escala, largura de banda de kernel, resultado do critério de informação de Akaike (AICc), diferença entre o valor de AICc do melhor modelo em relação aos demais (ΔAICc) e o peso do AICc (ωAICc). *continuação*

Modelo	Escala (m)	Largura de banda (m)	AICc	DeltaAICc	wAICc
IntAgreg-Flo_perc	100	5.860	21.042	14.862	0
IntAgreg-Ala_perc	100	5.860	21.057	14.876	0

V Variáveis preditoras a serem consideradas em modelos explicativos de fatalidades de fauna em ferrovias.

Variáveis preditoras a serem consideradas em modelos explicativos de fatalidades de fauna em ferrovias.

Preditor	Detalhamento	Justificativa	Referências
Obras de arte (OA) especiais e correntes	<ul style="list-style-type: none"> • Informação dos pontos com OA especiais e correntes. • Informação contendo comprimento, largura, altura (diâmetro), forma, material. 	São medidas mitigadoras potenciais. A presença dessas estruturas pode ser um fator importante para a diminuição de fatalidades.	<ul style="list-style-type: none"> • Yanes, M., Velasco, J.M. & Suarez, F. 1995. Permeability of roads and railways to vertebrates - the importance of culverts. <i>Biological Conservation</i>, 71(3): 217–222. • Rodriguez, A., Crema, G. & Delibes, M. 1996. Use of non-wildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. <i>Journal of Applied Ecology</i>, 33(6): 1527–1540. • Rodriguez, A., Crema, G. & Delibes, M. 1997. Factors affecting crossing of red foxes and wildcats through non-wildlife passages across a high-speed railway. <i>Ecography</i>, 20(3): 287–294.
Passagem em nível	Informação dos pontos com passagens em nível ao longo da via.	Passagem em nível (PN) são responsáveis por garantir a passagem de veículos por sobre os trilhos. Nesses locais poderia haver a travessia dos animais. Todavia, também fornece acesso à porção entre trilhos para os animais, formando uma armadilha ecológica. Os animais acabam morrendo por superaquecimento. A questão comportamental ainda carece de estudos multiespécie para compreender em quais ocasiões as PNs são benéficas ou maléficas.	<ul style="list-style-type: none"> • Helms, D.R. & Stains, H.J. 1966. Kill of mammals and birds and entrapment of turtles on railroad tracks. <i>Transactions of the Illinois State Academy of Science</i>, 59: 297. • Kornilev, Y.V., Price, S.J. & Dorcas, M.E. 2006. Between a rock and a hard place: responses of Eastern Box Turtles (<i>Terrapene carolina</i>) when trapped between railroad tracks. <i>Herpetological Review</i>, 37(2):145–148. • Rautsaw, R.M., Martin, S.A., Vincent, B.A., Lanctot, K., Bolt, M.R., Seigel, R.A. & Parkinson, C.L. 2018. Stopped dead in their tracks: The impact of railways on Gopher Tortoise (<i>Gopherus polyphemus</i>) movement and behavior. <i>Copeia</i>, 106(1): 135–143.

continua na próxima página...

Variáveis preditoras a serem consideradas em modelos explicativos de fatalidades de fauna em ferrovias. (*continuação*)

Preditor	Detalhamento	Justificativa	Referências
Velocidade máxima	Informação da velocidade máxima ao longo da via.	A velocidade pode ter interface direta com fatalidades de fauna, uma vez que pode ocasionar barotrauma.	<ul style="list-style-type: none"> • Hummel, D. 2001. Amphibienschutz durch Geschwindigkeitsbegrenzung - Eine aerodynamische Studie. <i>Natur und Landschaft</i>, 76(12): 530–533. • Coelho, I.P., Teixeira, F.Z., Colombo, P., Coelho, A.V.P. & Kindel, A. 2012. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. <i>Journal of Environmental Management</i>, 112: 17–26. • Mayer, M., Lyons, J.A., Shine, R. & Natusch, D.J. 2018. Air-pressure waves generated by vehicles do not imperil road-crossing amphibians. <i>Salamandra</i>, 54(1): 80–82. • Dornas, R.A.P., Teixeira, F.Z., Gonsioroski, G. & Nóbrega, R.A.A. 2019. Strain by the train: Patterns of toad fatalities on a Brazilian Amazonian railroad. <i>Science of The Total Environment</i>, 660: 493–500.
Topografia	Informação da topografia adjacente ao traçado da ferrovia em cada um dos lados (aterro, corte, plano, ponte/viaduto), bem como a angulação dos cortes e aterros.	Informações topográficas, incluindo respecitvas angulações, são preditoras de atropelamentos de diversos táxons de animais. Essa informação é igualmente importante para proposições adequadas de locais para implantação de medidas mitigadoras.	<ul style="list-style-type: none"> • Clevenger, A.P., Chruszcz, B. & Gunson, K.E. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. <i>Biological Conservation</i>, 109(1): 15–26. • Santos, X., Llorente, G.A., Montori, A., Carretero, M.A., Franch, M., Garriga, N. & Richter-Boix, A. 2007. Evaluating factors affecting amphibian mortality on roads: The case of the Common Toad <i>Bufo bufo</i>, near a breeding place. <i>Animal Biodiversity and Conservation</i>, 30(1): 97–104.
Largura da via e número de linhas	Informação contendo o traçado da ferrovia, incluindo o trecho com ferrovia e o número de linhas ao longo do percurso.	A largura da via (no caso de ferrovias, consequentemente, o número de linhas) é relacionado com fatalidades. Uma maior largura viária aumenta a probabilidade de fatalidade, uma vez que a travessia a ser realizada é maior que em vias menos largas. Em outros casos, uma via larga pode determinar um efeito de barreira para os animais.	<ul style="list-style-type: none"> • Dorsey, B.P., Clevenger, A. & Rew, L.J. 2017. Relative risk and variables associated with bear and ungulate mortalities along a railroad in the Canadian Rocky Mountains. In: L. Borda-de-Água, R. Barrientos, P. Beja & H. M. Pereira (Orgs.), <i>Railway Ecology</i> (1ªed.). Cham: Springer International Publishing. • Gu, H., Dai, Q., Wang, Q. & Wang, Y. 2011. Factors contributing to amphibian road mortality in a wetland. <i>Current Zoology</i>, 57(6): 768–774.

continua na próxima página...

Variáveis preditoras a serem consideradas em modelos explicativos de fatalidades de fauna em ferrovias. (*continuação*)

Preditor	Detalhamento	Justificativa	Referências
Uso e cobertura do solo	<p>Informação contendo o mapeamento de uso do solo numa zona tampão (<i>buffer</i>) para cada lado da ferrovia determinado por imagem de satélite, preferencialmente, de alta resolução. Cabe levar em consideração as escalas de efeito da espécie/grupo-alvo, de modo que o mapeamento cubra a maior escala calculada/avaliada.</p>	<p>A paisagem de entorno tem íntima relação com o número de fatalidades.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Gunson, K.E., Clevenger, A.P., Ford, A.T., Bissonette, J.A. & Hardy, A. 2009. A comparison of datasets varying in spatial accuracy used to predict the occurrence of wildlife-vehicle collisions. <i>Environmental Management</i>, 44(2): 268–277. • Roger, E. & Ramp, D. 2009. Incorporating habitat use in models of fauna fatalities on roads. <i>Diversity and Distributions</i>, 15(2): 222–231.