



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



Dissertação de Mestrado

**Fatalidades de mamíferos em ferrovias: como estimar quantos morrem  
e planejar mitigação?**

Bibiana Terra Dasoler

Porto Alegre, fevereiro de 2020

FATALIDADES DE MAMÍFEROS EM FERROVIAS: COMO ESTIMAR QUANTOS  
MORREM E PLANEJAR MITIGAÇÃO?

Bibiana Terra Dasoler

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Dra. Fernanda Zimmermann Teixeira

Coorientador: Prof. Dr. Andreas Kindel

Comissão Examinadora

Profa. Dra. Maria João Ramos Pereira

Profa. Dra. Coral Jazvel Pacheco-Figueroa

Dra. Clarissa Alves Rosa

Porto Alegre, fevereiro de 2020

### CIP - Catalogação na Publicação

Dasoler de Oliveira, Bibiana Terra  
Fatalidades de mamíferos em ferrovias: como estimar  
quantos morrem e planejar mitigação? / Bibiana Terra  
Dasoler de Oliveira. -- 2020.

85 f.

Orientadora: Fernanda Zimmermann Teixeira.

Coorientador: Andreas Kindel.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do  
Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa  
de Pós-Graduação em Ecologia, Porto Alegre, BR-RS,  
2020.

1. ecologia de ferrovias. 2. eficiência do  
observador. 3. persistência das carcaças. 4. hotspots  
de fatalidades. 5. licenciamento ambiental. I.  
Zimmermann Teixeira, Fernanda, orient. II. Kindel,  
Andreas, coorient. III. Título.

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UFRGS com os  
dados fornecidos pelo(a) autor(a).

## **Agradecimentos**

Em primeiro lugar gostaria de agradecer às instituições que permitiram que eu chegasse até aqui, mesmo em tempos de desmonte da educação e ciência no país.

- À Universidade Federal: pública, gratuita e de qualidade, que me permitiu ter acesso a ótimos professores durante a minha formação como bióloga que me ajudaram a ser um ser mais pensante e menos executante;

- Ao PPG: que me deu a oportunidade de entrar na pós-graduação, desenvolver uma pesquisa aplicada à sociedade e com isso compartilhar um pouco do que é desenvolvido dentro das universidades;

- À CAPES: uma das agências de fomento do país que resiste aos cortes financeiros, pelo pagamento da bolsa de mestrado, vulgo salário do pós-graduando, sem a qual seria impraticável me sustentar ao longo desses 24 meses;

- À Diretoria de Licenciamento Ambiental do IBAMA-DF, especialmente à Giuliana Berghella, que me concedeu acesso aos dados obtidos nos processos de licenciamento, permitindo que eu utilizasse informação pública para desenvolver minha pesquisa.

Ainda, gostaria de agradecer a todos que acreditam na ciência e na educação como forma de melhorar a qualidade de vida das pessoas. Que tenhamos forças para lutar contra os retrocessos que estão acontecendo!

Gostaria de explicitar que ao longo desse curto processo tiveram dias de altos e baixos e que nem tudo foram flores. Reconhecer e aceitar isso faz parte do aprendizado e da minha construção pessoal. Eu não concluí, nem jamais concluiria, essa etapa sozinha. Ter uma rede ao meu redor demonstrando apoio e valorizando cada uma das minhas conquistas (incluindo as pequenas) foi essencial para eu chegar aqui. Meu mais sincero muito obrigada a todos que fizeram e fazem parte dessa rede, especialmente:

- à Fernanda Teixeira, minha orientadora e uma pesquisadora exemplar da qual eu tenho muito orgulho. Obrigada por me acolher desde o início, me orientar e ajudar ao longo de todo o processo. E, obviamente, pela amizade que vai além da orientação!

- ao meu coorientador, Andreas Kindel, por tantas ideias malucas e pelo brilho nos olhos com as minhas conquistas. Obrigada pelo incentivo de sempre e pela tua caminhada inspiradora.

Que sorte a minha ter vocês! Obrigada pelas incansáveis conversas, por me tranquilizarem nos momentos de desespero, mas principalmente por valorizarem o meu

trabalho. Sem a motivação e ajuda de vocês esse trabalho não seria tão gratificante pra mim!

- ao NERF, por me mostrar que os resultados das nossas pesquisas vão além das publicações em revistas de impacto. Por ajudar no meu crescimento pessoal e na minha formação como pesquisadora, me mostrando que aos pouquinhos podemos mudar o mundo. A todos integrantes desse núcleo, obrigada pelas discussões sérias e pelos momentos de descontração. Em especial à Lari, por compartilhar opiniões parecidas sobre a vida e pelo carinho.

- aos coautores dos capítulos dessa dissertação - sem os quais esses trabalhos não seriam os mesmos - pelas discussões, análises, críticas e sugestões.

- à Debs, um pedacinho meu fora de mim, pela cumplicidade, conexão e momentos compartilhados;

- à Juju, minha irmãzinha da vida, pela amizade linda que construímos ao longo desses anos;

- à Mimi, mãe/filha de coração, pelo cuidado, carinho, disponibilidade e preocupação de sempre;

- à Tali, meu presentinho de mestrado, por todas as disciplinas, angústias e alegrias vividas nesses 24 meses. Por ter se tornado uma amiga tão importante na minha vida;

- ao Ronã, a bolha de amor e de cuidado da qual eu sou muito feliz em fazer parte. Obrigada por serem pessoas tão especiais e por todos os momentos e ensinamentos compartilhados. Especialmente ao Rafa, nosso anjinho da guarda, por nos deixar o legado do amor e nos unir ainda mais.

- à Luly, minha mãe, por ser um exemplo de força e determinação. Por me permitir ir atrás dos meus sonhos, acreditar em mim e me apoiar sempre. Te amo!

- ao Nico, por ser essa pessoa tão maravilhosa, por me fazer tão feliz e me confortar nos momentos menos fáceis. Obrigada por escolher compartilhar a vida comigo e com o Chico, o melhor cachorro do mundo. Amo vocês!

Agradeço também, antecipadamente, às mulheres da comissão examinadora, Profa. Dra. Maria João Ramos Pereira, Profa. Dra. Coral Jazvel Pacheco-Figueroa e Dra. Clarissa Alves Rosa, pelas contribuições que serão muito bem-vindas.

## Resumo

As infraestruturas lineares de transporte são uma das principais causas de alterações antrópicas no ambiente, causando inúmeras fatalidades de animais silvestres. Mundialmente, a pesquisa em ecologia de ferrovias é fortemente negligenciada em relação à ecologia de rodovias e a falta de informações sobre essas infraestruturas pode gerar uma imagem equivocada de que as ferrovias não causam impactos ambientais. A avaliação robusta dos impactos das ferrovias é necessária e pode orientar o licenciamento ambiental e o planejamento de mitigações nesses empreendimentos, visto que há diversos projetos de expansão da malha ferroviária ao redor do mundo. Dessa forma, essa dissertação teve como objetivo corrigir as estimativas da magnitude das fatalidades e avaliar a influência do uso de diferentes conjuntos de dados no planejamento de mitigação em ferrovias e foi estruturada em dois capítulos. O primeiro capítulo teve como objetivo estimar o número de fatalidades de mamíferos de médio e grande porte em uma ferrovia no Cerrado brasileiro, considerando os dois principais erros associados ao processo amostral (eficiência do observador e persistência das carcaças). Nossos resultados demonstraram a relevância dessa correção na obtenção de estimativas mais acuradas e sugerem que as ferrovias causam um elevado número de fatalidades. O segundo capítulo teve como objetivo avaliar se a presença de espécies muito dominantes no conjunto de dados estaria mascarando espécies menos registradas nas análises de *hotspots* para o planejamento de mitigação de fatalidades em duas ferrovias brasileiras. Comparamos os percentuais de fatalidades de espécies-alvo que seriam evitadas utilizando *hotspots* gerados a partir de diferentes conjuntos de dados. Os resultados indicam que algumas espécies-alvo seriam menos mitigadas quando há uma espécie majoritariamente dominante no banco de dados e sugerem que avaliações de diferentes conjuntos de dados devem ser realizadas com o intuito de reduzir ao máximo o número de fatalidades. Esperamos que os resultados aqui obtidos possam subsidiar a tomada de decisão no contexto do licenciamento ambiental e qualificar os estudos de avaliação dos impactos das ferrovias tanto no Brasil quanto no mundo.

**Palavras-chave:** ecologia de ferrovias, eficiência do observador, persistência das carcaças, abordagem de múltiplas espécies, *hotspots* de fatalidades, licenciamento ambiental.

## **Abstract**

Linear infrastructures are one of the main causes of anthropogenic changes on the environment, resulting in several wildlife fatalities. Worldwide, railway ecology is strongly neglected in relation to road ecology and the lack of information about this infrastructure may suggest that railways do not affect the environment. A robust evaluation of the railway impacts is needed and can guide licensing permitting process and the mitigation planning on this infrastructure, since the railway network is expected to expand worldwide in the next decades. Therefore, this master thesis is composed of two chapters focused in the correction of fatalities' estimates and in the evaluation of the influence of using different datasets on railway mitigation planning. In the first chapter we aimed to estimate the number of medium and large-sized mammals killed on a railway in the Brazilian Savanna, considering the two main errors associated to the sampling process based on carcass data (searcher efficiency and carcass persistence). Our results demonstrated the relevance of this correction to obtain more accurate estimates. The results also suggested that railways cause an elevated number of fatalities. In the second chapter we aimed to evaluate if including or not a dominant species in the dataset for hotspots analysis would be masking less recorded species in the mitigation planning for two Brazilian railways. We compared the percentage of fatalities of mitigation targets that would be avoided using these different multi-species datasets (with and without the dominant species) for the hotspot identification. Our results indicated that some mitigation targets would be less mitigated when there is a very dominant species in the dataset and suggested that different evaluations should be performed in order to plan to mitigate the number of fatalities. We expected that the results obtained here can subsidize decision-making in the licensing permitting process, and improve the evaluation of railway impacts in Brazil and elsewhere.

**Keywords:** railway ecology, searcher efficiency, carcass persistence, multi-species approach, hotspots of fatalities, environmental permitting process





## Sumário

<b><i>Introdução Geral</i></b> .....	<b>8</b>
 <b><i>Capítulo/chapter 1</i></b>	
Versão em português - A necessidade de considerar eficiência do observador e persistência da carcaça em estudos de fatalidades de animais silvestres em ferrovias .....	13
English version - The need to consider searcher efficiency and carcass persistence in railway wildlife fatality studies .....	28
 <b><i>Capítulo/chapter 2</i></b>	
Versão em português – Espécies dominantes determinam o padrão espacial de <i>hotspots</i> de fatalidades em análises com múltiplas espécies em ferrovias .....	42
English version - Dominant species drive the spatial pattern of fatality hotspots on multi-species analysis on railways .....	61
 <b><i>Considerações finais</i></b> .....	<b>80</b>
 <b><i>Referências Bibliográficas</i></b> .....	<b>82</b>

## Introdução Geral

Alterações antrópicas estão presentes ao redor de todo o mundo, convertendo e degradando o habitat de múltiplas espécies (NEWBOLD et al., 2015), além de serem responsáveis diretamente por mais de um quarto da mortalidade de vertebrados terrestres (HILL; DEVAULT; BELANT, 2019). As infraestruturas lineares de transporte, como rodovias e ferrovias, são uma das principais causas de alterações antrópicas no ambiente (POPP; BOYLE, 2017), causando inúmeras fatalidades de animais silvestres. Algumas medidas de mitigação têm sido utilizadas com intuito de reduzir as mortes nessas infraestruturas, como a instalação de cercas e passagens de fauna (RYTWINSKI et al., 2016), e a avaliação robusta destes impactos é fundamental para direcionar o planejamento da instalação destas medidas.

A nível global, espera-se que, se comparado aos níveis de 2010, a ampliação da rede ferroviária seja de 30% a 50% até 2050 (DULAC, 2013), sendo grande parte dessa expansão planejada para ocorrer em países tropicais em desenvolvimento (LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009). No Brasil, está planejada a expansão da rede ferroviária em mais ou menos 7.000 km para os próximos anos, o que representa um aumento de 24% na malha atual (MINISTÉRIO DA ECONOMIA, 2015). A rede ferroviária brasileira é relativamente pequena em extensão (~29 mil km) quando comparada à rede rodoviária (1,58 milhões km) (CIA, 2018) e também ambientalmente mais sustentável, pois é menos poluente no transporte de cargas, considerando tonelada transportada por quilometro rodado, e exige uma menor ocupação do solo que as rodovias (BORDA-DE-ÁGUA et al., 2017). Contudo, a existência de poucos estudos sobre os impactos causados por essas infraestruturas pode gerar uma imagem equivocada de que as ferrovias não causam impactos ambientais, o que não é verdade.

Mundialmente, a pesquisa em ecologia de ferrovias é fortemente negligenciada em relação à ecologia de rodovias (POPP; BOYLE, 2017), o que pode ser um reflexo do fato de grande parte da malha ferroviária ser concessionada a empresas privadas e localizar-se em ambientes com acesso mais restrito, o que acaba omitindo a visualização dos impactos associados a essas infraestruturas (BORDA-DE-ÁGUA et al., 2017). Em razão das ferrovias serem mais estreitas, apresentarem veículos mais longos, presumivelmente mais barulhentos e com velocidade e frequência menores, existe uma expectativa generalizada de que o número de fatalidades em ferrovias seja baixo (BORDA-DE-ÁGUA et al., 2017; DORSEY; OLSSON; REW, 2015). Entretanto, alguns

autores já demonstraram que esses empreendimentos podem ser tão mortais (ou ainda mais mortais) para animais silvestres do que outras infraestruturas (BECKER; GRAUVOGEL, 1991; RECK; SCHMÜSER, 2019). Além das fatalidades oriundas das colisões de trens com animais, as ferrovias podem agir como armadilhas para alguns indivíduos, como anfíbios e quelônios, que ficam aprisionados entre os trilhos e acabam morrendo por desidratação e/ou inanição (BUDZIK; BUDZIK, 2014; SANTOS; CARVALHO; MIRA, 2017).

A avaliação da magnitude das fatalidades de animais silvestres em ferrovias deve ser realizada por diferentes razões. As mortes desses indivíduos representam um problema ético, mas elas também podem ser consideradas crimes pela legislação brasileira (DOFC, 1998). Além disso, essas fatalidades representam um risco à conservação, pois podem levar algumas espécies ao declínio populacional (FAHRIG; RYTWINSKI, 2009) e, ainda, desencadear um efeito cascata em outros níveis tróficos (RYTWINSKI; FAHRIG, 2013).

Dois erros potenciais são inerentes à qualquer amostragem com carcaças e precisam ser corrigidos nas estimativas de fatalidades: a eficiência do observador em detectar uma carcaça quando disponível e a persistência das carcaças entre eventos de amostragem (BARRIENTOS et al., 2018; KORNER-NIEVERGELT et al., 2015; TEIXEIRA et al., 2013). O reconhecimento destes erros é necessário pois permite fazer comparações entre diferentes trechos de uma mesma infraestrutura, entre diferentes períodos e/ou frequências em um mesmo tipo de empreendimento e entre diferentes tipologias (BARRIENTOS et al., 2018; PROSSER; NATTRASS; PROSSER, 2008). Além disso, estimativas acuradas podem orientar o licenciamento ambiental dessas infraestruturas, inclusive aprimorar o planejamento de mitigações para empreendimentos já em operação, que regularmente necessitam renovar a sua licença de operação, e em novas construções de ferrovias (BARRIENTOS et al., 2018). Essas correções já foram incorporadas a estimativas de fatalidades para outras infraestruturas, como rodovias, parques eólicos e linhas de transmissão (GONÇALVES et al., 2018; PÉRON et al., 2013; PONCE et al., 2010), mas na literatura de ecologia de ferrovias este ainda é um tema novo (DORNAS et al., 2019).

Ainda que haja um compromisso de reduzir ao máximo as fatalidades causadas em ferrovias, há uma limitação nos recursos financeiros destinados à mitigação, sendo necessário tomar decisões de forma a priorizar sua implementação. A localização espacial das fatalidades permite identificar áreas mais propensas a este impacto e que deveriam

ser prioritárias no planejamento da mitigação (GUNSON; TEIXEIRA, 2015). Locais com agregação de fatalidades (*hotspots*) podem ser utilizados na priorização de áreas para a instalação de medidas mitigadoras de fatalidades (COELHO et al., 2012). As análises de *hotspots* podem ser utilizadas focando apenas em uma espécie ou em múltiplas espécies, sendo a primeira abordagem mais comum quando há uma espécie-alvo muito emblemática que é alvo de grandes projetos de conservação ou quando uma espécie é uma preocupação do ponto de vista da segurança dos usuários da via (HUIJSER et al., 2009). Já a abordagem de múltiplas espécies é mais comum quando se tem uma maior diversidade de espécies como alvo de conservação, como normalmente ocorre em países tropicais com alta diversidade de espécies. A utilização dessa última abordagem permite identificar dois tipos de espécies. As espécies menos registradas, as quais as fatalidades podem resultar em declínio populacional caso as taxas de recrutamento não compensem essas mortes (FENSOME; MATHEWS, 2016), e as espécies mais comuns, as quais geralmente não são consideradas prioridades de conservação (ASCENSÃO et al., 2019), mas que são importantes para o funcionamento do ecossistema e deveriam ser mantidas (SMITH; KNAPP, 2003). Entretanto, a identificação de *hotspots* baseada apenas em um conjunto com múltiplas espécies pode negligenciar espécies menos registradas em monitoramentos no planejamento da mitigação de fatalidades (DOUGHERTY, 2015).

Diante da negligência quanto a estudos em ferrovias e considerando os planos de extensão desse tipo de infraestrutura tanto no Brasil quanto no resto do mundo, essa dissertação teve como objetivo corrigir as estimativas da magnitude das fatalidades e avaliar a influência do uso de diferentes conjuntos de dados no planejamento de mitigação em ferrovias. A dissertação foi estruturada em duas partes, sendo que o primeiro capítulo teve como objetivo estimar o número de fatalidades de mamíferos de médio e grande porte em uma ferrovia no Cerrado brasileiro. Essa estimativa foi realizada considerando os dois principais erros associados ao processo amostral (eficiência do observador e persistência das carcaças) com a intenção de ilustrar a relevância dessa correção para obtenção de resultados mais acurados. O segundo capítulo teve como objetivo avaliar se a presença de espécies muito dominantes no conjunto de dados estaria mascarando espécies menos registradas nas análises de *hotspots* nos planejamentos de mitigação em duas ferrovias brasileiras. Para diferentes alvos de mitigação, neste segundo capítulo realizamos a comparação da proporção de fatalidades evitadas considerando diferentes conjuntos de dados, com intuito de identificar se é possível mitigar espécies menos

registradas a partir do conjunto total de dados ou se isso comprometeria a mitigação dessas espécies.

Os capítulos dessa dissertação têm duas versões disponíveis, uma em português e uma em inglês. Ambas versões foram formatadas de acordo com as normas dos periódicos para os quais os capítulos serão submetidos.

### **Minha motivação**

Depois de concluir a graduação eu me vi sem saber o que fazer, um clássico entre os recém-formados, eu diria. Eu só queria mudar o mundo. Não entrei no mestrado direto depois de me formar e não fazia ideia qual caminho queria seguir. Foi nesse período que eu me aproximei do Núcleo de Ecologia de Rodovias e Ferrovias (NERF-UFRGS). Aos pouquinhos comecei a me envolver nas atividades do laboratório e a conhecer melhor a linha de pesquisa. Dentre elas estava o começo do atual ciclo de Workshop de Ferrovias promovido pelo NERF, que reúne concessionárias ferroviárias, consultores, técnicos do órgão licenciador e o empreendedor público para debater a avaliação dos impactos das ferrovias nas fatalidades de animais silvestres.

Me surpreendi ao descobrir o mundo “vazio” das ferrovias. Diferente das rodovias, a ecologia de ferrovias surgiu recentemente e ainda tem poucos estudos, resultando na falta de informação qualificada sobre os impactos causados por esse tipo de empreendimento. Junto a isso, ao decorrer dos workshops percebi que existem muitas dúvidas sobre porque avaliar os impactos e como fazer essa avaliação. E foi aí que eu vi a minha oportunidade de mudar mundo!

Entre no mestrado querendo gerar informação que pudesse subsidiar alguns dos questionamentos levantados durante os Workshops de Ferrovias - que ainda são lacunas nessa área de pesquisa - e que pudesse melhorar a avaliação dos impactos das ferrovias na fauna e qualificar o planejamento de medidas mitigadoras desses impactos. O projeto inicial diferia um pouco do executado e apresentado aqui e visava comparar as estimativas de fatalidades em ferrovias e rodovias no Brasil. Entretanto, ao longo do mestrado identificamos outras questões que julgamos serem prioridade de pesquisa dentro da área de ecologia de ferrovias, as quais explorei nessa dissertação.

Pensando nas questões relacionadas ao porque avaliar, focamos em porque avaliar a magnitude da mortalidade, e buscamos evidenciar a necessidade de avaliar a eficiência do observador e a persistência das carcaças nas estimativas das fatalidades, pois isso ainda não é reconhecido entre os profissionais como uma questão importante a ser considerada

nos estudos. Em relação ao como avaliar, a partir de questionamentos do órgão licenciador sobre como identificar locais para mitigação, buscamos identificar possíveis influências de espécies muito registradas no planejamento de mitigação de espécies menos comuns nos monitoramentos.

Espero que os resultados obtidos nessa dissertação sejam úteis para auxiliar as decisões do órgão licenciador sobre os projetos de construção de novas ferrovias e também na renovação das licenças de operação de empreendimentos já implantados.

**A necessidade de considerar eficiência do observador e persistência das carcaças em estudos de fatalidades de animais silvestres em ferrovias**

Este capítulo foi publicado na revista *European Journal of Wildlife Research* e foi feito em colaboração com Andreas Kindel, Júlia Beduschi, Larissa Donida Biasotto, Rubem Dornas, Larissa Oliveira Gonçalves, Pryscilla Moura Lombardi, Talita Menger, Gabriela Schuck de Oliveira e Fernanda Zimmermann Teixeira (<https://doi.org/10.1007/s10344-020-01417-7>).

# 1 **A necessidade de considerar eficiência do observador e persistência das carcaças** 2 **em estudos de fatalidades de animais silvestres em ferrovias**

## 3 4 **Resumo**

5 Para melhorar o planejamento da mitigação em ferrovias é crucial avaliar acuradamente  
6 o número de fatalidades nesse tipo de infraestrutura. Para ilustrar a relevância da  
7 consideração dos dois principais erros inerentes ao processo de amostragem (eficiência  
8 do observador e persistência da carcaça), nós corrigimos a estimativa de fatalidades de  
9 mamíferos (> 1 kg) em uma ferrovia de 750 km localizada no Cerrado brasileiro,  
10 considerando esses erros. Nós estimamos a eficiência do observador comparando o  
11 número de carcaças encontradas nas amostragens a pé e de auto de linha nas mesmas  
12 subseções da ferrovia. A persistência das carcaças foi estimada baseada em amostragens  
13 de um subconjunto de carcaças que tiveram sua persistência verificada por três dias  
14 consecutivos. A eficiência do observador com auto de linha foi 29,8% e a probabilidade  
15 diária de persistência das carcaças foi 99,7%. Em nove amostragens de auto de linha em  
16 toda extensão da ferrovia (2015-2016) foram registradas 1.950 carcaças. Após considerar  
17 os erros de amostragens, nós estimamos que 4.286 mamíferos morreram nessa ferrovia  
18 em 23 meses. Essa estimativa é 2,2 vezes maior que o número de fatalidades observado.  
19 Esses erros não devem ser negligenciados, visto que nossos resultados indicam que o  
20 número de carcaças observadas gera uma visão equivocada em relação ao verdadeiro  
21 número de fatalidades causadas pela ferrovia. No entanto, nossos resultados também  
22 indicam que lidar com esses erros na ecologia de ferrovias ainda é um desafio.  
23 Enfatizamos a necessidade de testar desenhos amostrais mais adequados para estimativas  
24 de fatalidades em ferrovias.

25

26 **Palavras-chave:** Infraestruturas lineares, fatalidades em ferrovias, erros de amostragem,  
27 detectabilidade, remoção de carcaças

28

## 29 **Introdução**

30 Infraestruturas lineares, como rodovias e ferrovias, podem aumentar as taxas de  
31 mortalidade de muitas espécies (Forman e Alexander 1998; Santos et al. 2017), mas  
32 pouco se sabe sobre o número de fatalidades em ferrovias (Popp e Boyle 2017; Barrientos  
33 et al. 2019). A menor extensão da rede ferroviária, quando comparada com a rede  
34 rodoviária, e a falta de estimativas de fatalidades confiáveis resultam em uma visão



35 equivocada de que as colisões entre trens e animais são uma pequena preocupação para a  
36 conservação (Borda-de-Água et al. 2017; Santos et al. 2017) No entanto, alguns autores  
37 indicam que as fatalidades podem atingir números tão altos quanto os conhecidos para  
38 estradas (Reck e Schmüser 2019) ou serem ainda mais impactantes em alguns casos  
39 (Becker e Grauvogel 1991). Os trilhos dos trens também podem se tornar armadilhas para  
40 alguns animais, como sapos e quelônios, que ficam presos entre eles e provavelmente  
41 morrem de desidratação e/ou inanição (Dorsey et al. 2015; Rautsaw et al. 2018; Dornas  
42 et al. 2019). Dessa forma, mesmo ferrovias abandonadas ou com pouco tráfego podem  
43 causar fatalidades de animais selvagens.

44 Para melhorar o planejamento de mitigação em ferrovias, é crucial avaliar  
45 acuradamente o número de fatalidades causadas por esse tipo de infraestrutura (Barrientos  
46 et al. 2018). Para aumentar a acurácia nas estimativas, o número de fatalidades deve ser  
47 calculado considerando os dois principais erros que são inerentes a qualquer processo de  
48 amostragem utilizando carcaças: a eficiência do observador (probabilidade de um  
49 observador detectar uma carcaça disponível na área amostrada) e a persistência das  
50 carcaças (probabilidade de uma carcaça persistir na área amostrada em um determinado  
51 período) (Etterson 2013; Teixeira et al. 2013; Korner-Nievergelt et al. 2015; Barrientos  
52 et al. 2018). Considerar esses erros é necessário porque eles são fontes de viés que  
53 enfraquecem inferências sobre o número de fatalidades e comprometem comparações  
54 entre diferentes segmentos ferroviários, diferentes tipos de infraestruturas ou mesmo  
55 entre diferentes períodos na mesma infraestrutura (Prosser et al. 2008; Barrientos et al.  
56 2018). A consideração da eficiência do observador e da persistência da carcaça em  
57 estimativas de fatalidades já é uma prática em estudos em parques eólicos (p. ex. Péron  
58 et al. 2013), rodovias (p. ex. Gonçalves et al. 2018) e outras infraestruturas (p. ex. Ponce  
59 et al. 2010; Barrientos et al. 2018). No entanto, conhecemos apenas um estudo que aplicou  
60 essa de correção no contexto ferroviário (Dornas et al. 2019).

61 Nosso objetivo aqui foi ilustrar a relevância da consideração dos dois principais  
62 erros inerentes ao processo de amostragem na estimativa de fatalidades. Para isso,  
63 apresentamos um estudo de caso de uma estimativa corrigida de fatalidades de mamíferos  
64 (> 1 kg) em uma ferrovia localizada no Cerrado brasileiro. Calculamos a eficiência do  
65 observador e a persistência da carcaça, corrigimos as estimativas de fatalidades  
66 considerando esses erros e demonstramos a diferença entre o número de fatalidades  
67 observado e estimado. Esperávamos que a eficiência do observador fosse baixa nas  
68 amostragens feitas nos veículos de inspeção ferroviária (autos de linha), visto que as

69 amostragens realizadas de carro nas rodovias têm baixa eficiência (p. ex. Teixeira et al.  
70 2013). Além disso, esperávamos que a persistência das carcaças de mamíferos fosse alta  
71 em ferrovias, pois o único estudo disponível em ferrovias encontrou taxas altas de  
72 persistência para anfíbios (Dornas et al. 2019), um grupo que apresenta taxas de  
73 persistência muito baixas em rodovias (Santos et al. 2011).

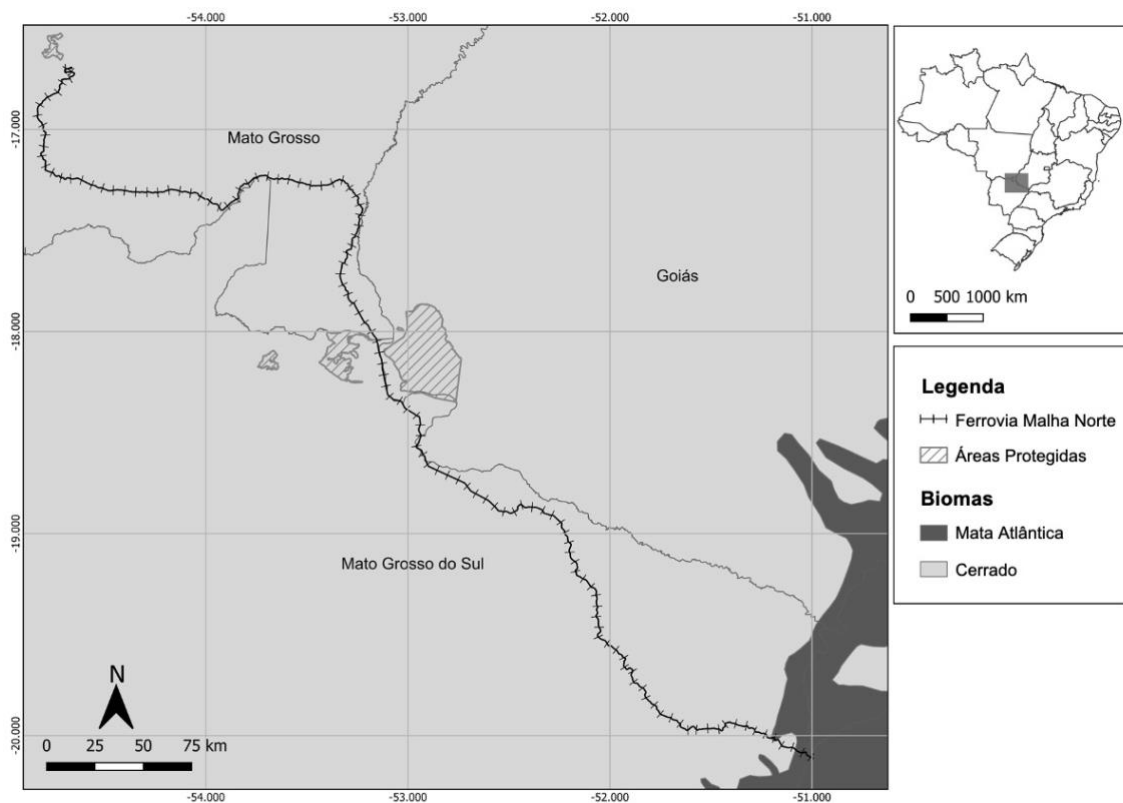
74

## 75 Métodos

### 76 Área de estudo

77 Este estudo foi realizado na Malha Norte, uma ferrovia de 750 km no Centro-  
78 Oeste do Brasil (Fig. 1). A ferrovia Malha Norte é utilizada para o transporte de  
79 mercadorias, principalmente grãos, e está localizada no Cerrado brasileiro, próxima a  
80 importantes áreas protegidas. O limite de velocidade é de 80 km/h e entre 2015 e 2016 o  
81 tráfego médio diário foi de 11 pares de trem.

82



83

84 **Fig 1** Localização da ferrovia estudada (Malha Norte) no Brasil.

85

### 86 Coleta de dados

87 Os dados foram coletados pela Rumo S.A., empresa que possui a maior parte das  
88 concessões da rede ferroviária do Brasil. A coleta de dados fazia parte do monitoramento

89 de impactos de fatalidades exigido no processo de licenciamento ambiental e foi realizada  
90 pela equipe de meio ambiente da empresa. Os dados foram disponibilizados ao nosso  
91 grupo de pesquisa pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais  
92 Renováveis (IBAMA, processo n° 02001.006341/2015-07). Utilizamos apenas registros  
93 de mamíferos nativos com tamanho corporal de 1 kg a 260 kg (Tabela S1).

94 Os registros de fatalidades de animais silvestres foram coletados por dois  
95 observadores em um auto de linha (AL), percorrendo toda a extensão da ferrovia a uma  
96 velocidade máxima de 40 km/h. Foram realizadas nove amostragens entre janeiro de 2015  
97 e novembro de 2016 (intervalo entre amostragens variou de 34 a 140 dias). Os  
98 observadores paravam o AL para cada carcaça encontrada e registravam: data,  
99 identificação da espécie, condição da carcaça (carcaça, ossada ou carapaça) e localização  
100 (coordenadas GPS). Para evitar a dupla contagem de uma mesma carcaça, foram  
101 excluídos os registros da mesma espécie obtidos em duas amostragens subsequentes  
102 dentro de um buffer de 30 metros, exceto quando a carcaça registrada nas amostragens  
103 seguintes era nova.

104 Além das amostragens de AL, dois outros tipos de coleta de dados também foram  
105 realizados: um para eficiência do observador e outro para persistência das carcaças. Para  
106 as amostragens da eficiência do observador, a ferrovia foi dividida em quatro segmentos  
107 (+/- 200 km cada). Em cada ano, uma subseção de 15 km foi selecionada aleatoriamente  
108 para obtenção de dados da eficiência do observador em cada um dos quatro segmentos.  
109 Essas subseções foram percorridas a pé por dois observadores para serem comparadas  
110 com as amostragens de AL. Para garantir que a localização das carcaças não fosse  
111 conhecida pelos observadores, as amostragens a pé foram realizadas por uma equipe  
112 diferente das amostragens de AL e ocorreram no mesmo dia ou no dia imediatamente  
113 anterior ou posterior a amostragem de AL (variações devido às restrições operacionais da  
114 ferrovia). Utilizamos dados coletados em 24 subseções durante sete amostragens da  
115 eficiência do observador entre janeiro de 2015 e novembro de 2016. As subseções com  
116 maior número de carcaças nas amostragens da eficiência do observador foram  
117 selecionadas para as amostragens da persistência da carcaça. Para as amostragens da  
118 persistência das carcaças, as carcaças das subseções selecionadas foram marcadas no  
119 primeiro dia da amostragem e depois revisitadas em três dias consecutivos para verificar  
120 sua persistência na ferrovia. Uma subseção foi repetida em três amostragens da  
121 persistência, mas elas não incluíram as mesmas carcaças e foram, portanto,  
122 independentes. Utilizamos dados de sete amostragens da persistência da carcaça em cinco

123 subseções, realizadas entre outubro de 2015 e janeiro de 2017. Nas amostragens da  
124 eficiência do pesquisador e da persistência das carcaças, consideramos todas as condições  
125 de carcaças registradas em amostragens de AL, pois isso resultaria em um valor médio  
126 ponderado para a eficiência do observador e para a persistência das carcaças,  
127 representando a mistura de carcaças disponíveis na ferrovia em qualquer momento. O  
128 número de carcaças em cada condição está disponível na Tabela S1.

129

### 130 **Análise de dados**

131 A estimativa do número de fatalidades em uma ferrovia em um determinado  
132 período é uma combinação do número de carcaças observadas e da detectabilidade das  
133 carcaças. Este último, na presente abordagem, resulta da combinação da eficiência do  
134 observador, da persistência das carcaças e do intervalo de amostragem (Korner-  
135 Nievergelt et al. 2015).

136 Comparamos o número de carcaças de mamíferos nativos ( $> 1$  kg) encontradas  
137 durante as amostragens da eficiência do observador a pé com o número de carcaças  
138 encontradas em amostragens de AL nas mesmas subseções da ferrovia e assumimos que  
139 a eficiência do observador a pé é perfeita (Gerow et al. 2010; Teixeira et al. 2013). Para  
140 estimar a eficiência do observador de AL, usamos a função "*search.efficiency*" (Korner-  
141 Nievergelt et al. 2015), que ajusta um modelo linear generalizado aos dados.

142 A persistência das carcaças é o tempo em que uma carcaça persiste no solo e ainda  
143 está disponível para ser encontrada e identificada pelo observador (Korner-Nievergelt et  
144 al. 2015), qualquer que seja sua condição (carcaça fresca ou seca, ossada, carapaça ou  
145 partes deles). Estimamos a probabilidade de persistência diária das carcaças e o tempo  
146 médio de persistência. O primeiro é a probabilidade de uma carcaça persistir de um dia  
147 para o outro, e é calculado ajustando-se um modelo exponencial aos dados. O último é o  
148 tempo médio (em dias) que uma carcaça permaneceria no solo. Para estimar esses  
149 parâmetros, usamos a função "*persistence.prob*" (Korner-Nievergelt et al. 2015),  
150 assumindo uma probabilidade de persistência constante e a chegada contínua de carcaças  
151 ao longo do tempo, o que significa que uma mistura das condições de carcaças é  
152 considerada na estimativa.

153 Calculamos a detectabilidade, que é a probabilidade da carcaça de um animal que  
154 morreu em qualquer momento na ferrovia ser detectada por um observador, utilizando a  
155 função "*ettersonEq14*". Esta função pode lidar com intervalos de amostragem irregulares  
156 e pode ser usada quando a eficiência do observador e a persistência das carcaças são

157 consideradas constantes no tempo. Para calcular os intervalos de credibilidade da  
158 detectabilidade, usamos a função “*Cletterson*”. Por fim, usamos a função “*estimarN*” para  
159 estimar o número de fatalidades de mamíferos, considerando o intervalo de amostragem,  
160 as carcaças observadas nas amostragens regulares por AL e os valores da detectabilidade,  
161 assumindo que as carcaças chegam continuamente ao longo do tempo na ferrovia  
162 (argumento de distribuição uniforme). Todas as análises foram realizadas no software R  
163 (R Core Team 2019) usando funções do pacote *Carcass* (Korner-Nievergelt et al. 2015).

164

## 165 **Resultados**

166 Durante as nove amostragens com AL, os observadores registraram 1.950  
167 carcaças de mamíferos (> 1 kg), sendo o tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*) a espécie mais  
168 registrada (74,8% dos registros; Tabela S1). Nas amostragens da eficiência do  
169 observador, 570 carcaças foram detectadas a pé enquanto apenas 170 carcaças foram  
170 detectadas por AL, correspondendo a uma eficiência do observador de 29,8% (IC: 26,1%  
171 - 34%). Nas amostragens da persistência das carcaças, apenas uma das 107 carcaças foi  
172 removida durante os três dias consecutivos de verificação, o que resultou em uma  
173 probabilidade diária de persistência das carcaças de 99,7% (IC: 97,7% - 99,9%) e um  
174 tempo médio de persistência estimado de 321 dias. Após contabilizar os erros de  
175 amostragem, estimamos que 4.286 mamíferos (CI: 2.702 - 9.400) morreram nesta ferrovia  
176 em 23 meses (de janeiro de 2015 a novembro de 2016). Esta estimativa é 2,2 vezes maior  
177 do que o número observado de fatalidades de mamíferos.

178

## 179 **Discussão**

180 Nossos resultados ilustram a necessidade de considerar a eficiência do observador  
181 e a persistência das carcaças para melhorar nossa compreensão das fatalidades de animais  
182 selvagens em ferrovias e permitir comparações entre diferentes locais, períodos ou  
183 múltiplas infraestruturas. Esses erros não devem ser negligenciados, visto que nossos  
184 resultados indicam que o número de carcaças observadas é uma visão equivocada em  
185 relação ao verdadeiro número de fatalidades causadas pela ferrovia. No entanto, nossos  
186 resultados também indicam que lidar com esses erros na ecologia de ferrovias ainda é um  
187 desafio, uma vez que nossa abordagem resultou em uma estimativa de fatalidade com  
188 baixa precisão.

189 A probabilidade de os observadores verem carcaças de mamíferos do AL foi  
190 muito baixa. Embora seja provável que os observadores a pé também não encontrem todas

191 as carcaças, a abordagem que utilizamos assume que a eficiência do observador em  
192 amostragens a pé é perfeita, o que pode não ser um problema, já que focamos em animais  
193 com tamanho corporal maior que 1 kg (Slater 2002; Teixeira et al. 2013). Quando  
194 calculamos a eficiência do observador a partir da comparação dos dois métodos (a pé e  
195 por AL), também assumimos que não houve remoção de carcaças nem novos óbitos entre  
196 as amostragens com cada método. Reconhecemos que essa premissa pode não ser realista,  
197 mas nossa abordagem foi a melhor forma de considerar a eficiência do observador para a  
198 estimativa de fatalidades a partir do nosso conjunto de dados. Embora ainda possamos  
199 estar subestimando o número total de fatalidades, isso apenas reforça nossa mensagem de  
200 que precisamos considerar as fontes de erro ao estimar o número de fatalidades.

201       Devido à alta probabilidade da persistência diária das carcaças, o tempo médio de  
202 persistência para carcaças de mamíferos (> 1 kg) na ferrovia Malha Norte foi estimado  
203 em quase 11 meses. Esta estimativa é muito superior à persistência de carcaças  
204 documentada para rodovias e linhas de transmissão, onde a maioria das carcaças são  
205 removidas na primeira semana (Ponce et al. 2010; Santos et al. 2011; Teixeira et al. 2013).  
206 Embora essa elevada estimativa da persistência de carcaças possa ser, em parte, resultado  
207 do baixo número e do intervalo de revisitas para verificar a persistência das carcaças,  
208 alguns estudos em rodovias também tiveram uma curta duração de amostragem, mas  
209 estimaram persistência das carcaças muito baixas (Teixeira et al. 2013; Gonçalves et al.  
210 2018). Claramente, o efeito de diferentes desenhos de amostragens (duração da  
211 amostragem, número de revisitas e seu intervalo) na estimativa da persistência das  
212 carcaças precisa ser testado. A alta proporção de tatus em nossas amostragens da  
213 persistência (80%) pode ser uma possível explicação para a elevada persistência  
214 observada, uma vez que suas carapaças podem levar muito tempo para se decompor. No  
215 entanto, os tatus parecem persistir por poucos dias nas rodovias, conforme observado  
216 pelos autores deste manuscrito (resultados não publicados). Além disso, nossos resultados  
217 são consistentes com os encontrados em um estudo que focou em animais menores e que  
218 estimou a persistência da carcaça de sapos em ferrovias como sendo muito mais alta (38  
219 dias, Dornas et al. 2019) do que em rodovias (um dia, Santos et al. 2011). Assim,  
220 independente da influência potencial dos tatus ou do desenho das amostragens da  
221 persistência, é provável que as carcaças persistam mais em ferrovias do que em outras  
222 infraestruturas. Nas ferrovias, o tráfego tem um efeito insignificante na remoção da  
223 carcaça à medida que os trens passam em cima dos trilhos, resultando em uma quase  
224 ausência de fragmentação da carcaça após a primeira colisão (Dornas et al. 2019).

225 Utilizamos uma das abordagens disponíveis para estimar os erros de amostragem  
226 e corrigir a estimativa de fatalidades, que se adequava aos nossos dados. No entanto,  
227 existem outras alternativas analíticas para estimar fatalidades que podem incorporar  
228 variações temporais e espaciais da eficiência do observador e da persistência das carcaças  
229 e os efeitos das covariáveis sobre elas (Péron et al. 2013; Korner-Nievergelt et al. 2015;  
230 Barrientos et al. 2018; Dalthorp et al. 2018). As ferrovias, no entanto, têm algumas  
231 particularidades operacionais que representam alguns desafios para períodos de  
232 amostragem mais intensivos ou prolongados (Borda-de-Água et al. 2017). Devido às  
233 normas de segurança das empresas ferroviárias, o acesso às ferrovias, seja a pé ou em AL,  
234 é altamente regulado e limitado, o que torna alguns desenhos amostrais mais exigentes  
235 logisticamente e mais caros do que em outras infraestruturas. Frequentemente, a equipe  
236 dos observadores precisa permanecer em campo por períodos mais longos do que o  
237 planejado, às vezes em áreas remotas, esperando por autorizações imprevisíveis para as  
238 amostragens, dependendo do tráfego circulante dos trens (Carvalho et al. 2017). Uma  
239 abordagem possível para superar esses desafios que precisa ser testada é o uso de câmeras  
240 a bordo e de visão computacional, que já foi testada para anfíbios e pequenas aves em  
241 rodovias (Guedes et al. 2019) e para colisões de aves em ferrovias de alta velocidade  
242 (García de la Morena et al. 2017). Detectar carcaças usando essa abordagem é certamente  
243 mais desafiador em ferrovias do que em rodovias, principalmente devido à  
244 heterogeneidade do pavimento ferroviário (Carvalho et al. 2017). Se esses desafios forem  
245 superados, esta abordagem pode permitir uma maior replicação espacial e temporal da  
246 amostragem em ferrovias, que não é viável ou é muito difícil de ser implementada com  
247 os métodos atuais.

248 Em resumo, após a consideração da eficiência do observador e da persistência das  
249 carcaças, estimamos que mais que o dobro do número observado de mamíferos (> 1 kg)  
250 morreram nesta ferrovia durante o período do estudo. Nossos resultados demonstram  
251 claramente a necessidade de considerar esses erros para que possamos ter estimativas de  
252 fatalidades mais precisas em ferrovias. Se não tivéssemos considerado a persistência das  
253 carcaças, teríamos superestimado o número de fatalidades, pois as carcaças persistem nos  
254 trilhos por mais tempo do que os intervalos de amostragem. Além disso, se não  
255 tivéssemos considerado a eficiência do observador, teríamos subestimado o número total  
256 de fatalidades. Embora aqui tenhamos utilizado um conjunto de dados de mamíferos (> 1  
257 kg) para ilustrar a importância de corrigir os erros de amostragem, enfatizamos que as  
258 estimativas de erros podem variar entre os grupos de animais. Para animais de pequeno

259 porte, por exemplo, as diferenças entre os números observados e estimados podem ser  
260 ainda maiores, pois em outras infraestruturas eles apresentam menor eficiência do  
261 observador e menor tempo de persistência de carcaças quando comparados a animais  
262 maiores (Teixeira et al. 2013; Barrientos et al. 2018 ). Isso corrobora nossa recomendação  
263 de que os estudos de fatalidades em ferrovias devem incorporar correções nas estimativas.  
264 No entanto, alertamos que nossas estimativas dos erros de amostragem não devem ser  
265 extrapoladas para outros estudos devido ao nosso contexto e dados específicos. Antes de  
266 extrapolar os valores da eficiência do observador e da persistência das carcaças,  
267 precisamos de mais estimativas para diferentes táxons e localidades. Além disso,  
268 enfatizamos a necessidade de testar desenhos amostrais mais adequados para estimativas  
269 de fatalidades em ferrovias para melhorar o planejamento de mitigação e a eficácia do  
270 monitoramento com base em dados de fatalidades.

271

## 272 **Agradecimentos**

273 Gostaríamos de agradecer à empresa Rumo S.A. pela coleta de dados e ao IBAMA pela  
274 disponibilização dos dados ao nosso grupo de pesquisa. O presente trabalho foi realizado  
275 com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil  
276 (CAPES) - Código de Financiamento 001. Agradecemos às sugestões dos três revisores  
277 anônimos e dos editores que nos ajudaram a melhorar este manuscrito, e a Fränzi Korner-  
278 Nievergelt pelos esclarecimentos sobre o pacote *Carcass*.

279

## 280 **Referências**

- 281 Barrientos R, Ascensão F, Beja P, et al (2019) Railway ecology vs. road ecology: similarities  
282 and differences. *Eur J Wildl Res* 65:. doi: 10.1007/s10344-018-1248-0
- 283 Barrientos R, Martins RC, Ascensão F, et al (2018) A review of searcher efficiency and carcass  
284 persistence in infrastructure-driven mortality assessment studies. *Biol Conserv* 222:146–  
285 153. doi: 10.1016/j.biocon.2018.04.014
- 286 Becker E, Grauvogel C (1991) Relationship of reduced train speed on moose-train collisions in  
287 Alaska. *Alces* 27:161–168
- 288 Borda-de-Água L, Barrientos R, Beja P, Pereira HM (2017) Railway Ecology. In: *Railway  
289 Ecology*. Springer International Publishing, Cham, pp 3–9
- 290 Carvalho F, Santos SM, Mira A, Lourenço R (2017) Methods to monitor and mitigate wildlife  
291 mortality in railways. In: *Railway Ecology*. Springer International Publishing, Cham, pp  
292 23–42
- 293 Dalthorp D, Madsen L, Huso M, et al (2018) GenEst User Guide — Software for a Generalized



294 Estimator of Mortality. US Geol Surv Tech Methods, B 7 72. doi:  
295 <https://doi.org/10.3133/tm7C19>.

296 Dornas RAP, Teixeira FZ, Gonsioroski G, Nóbrega RAA (2019) Strain by the train: Patterns of  
297 toad fatalities on a Brazilian Amazonian railroad. *Sci Total Environ* 660:493–500. doi:  
298 10.1016/j.scitotenv.2018.12.371

299 Dorsey B, Olsson M, Rew LJ (2015) Ecological Effects of Railways on Wildlife. In: van der  
300 Ree R, Smith D, Grilo C (eds) *Handbook of Road Ecology*. Wiley Blackwell West Sussex,  
301 pp 219–227

302 Etterson MA (2013) Hidden Markov models for estimating animal mortality from  
303 anthropogenic hazards. *Ecol Appl* 23:1915–1925. doi: 10.1890/12-1166.1

304 Forman RTT, Alexander LE (1998) Roads and their major ecological effects. *Annu Rev Ecol*  
305 *Syst* 29:207–231. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207

306 García de la Morena EL, Malo JE, Hervás I, et al (2017) On-board video recording unravels  
307 bird behavior and mortality produced by high-speed trains. *Front Ecol Evol* 5:1–9. doi:  
308 10.3389/fevo.2017.00117

309 Gerow K, Kline N, Swann D, Pokorny M (2010) Estimating annual vertebrate mortality on  
310 roads at Saguaro National Park, Arizona. *Human-Wildlife Interact* 4:283–292

311 Gonçalves LO, Alvares DJ, Teixeira FZ, et al (2018) Reptile road-kills in Southern Brazil:  
312 Composition, hot moments and hotspots. *Sci Total Environ* 615:1438–1445. doi:  
313 10.1016/j.scitotenv.2017.09.053

314 Guedes DS, Ribeiro H, Sillero N (2019) An improved mobile mapping system to detect road-  
315 killed amphibians and small birds. *ISPRS Int J Geo-Information* 8:. doi:  
316 10.3390/ijgi8120565

317 Korner-Nievergelt F, Behr O, Brinkmann R, et al (2015) Mortality estimation from carcass  
318 searches using the R-package carcass — a tutorial. *Wildlife Biol* 21:30–43. doi:  
319 10.2981/wlb.00094

320 Péron G, Hines JE, Nichols JD, et al (2013) Estimation of bird and bat mortality at wind-power  
321 farms with superpopulation models. *J Appl Ecol* 50:902–911. doi: 10.1111/1365-  
322 2664.12100

323 Ponce C, Alonso JC, Argandoña G, et al (2010) Carcass removal by scavengers and search  
324 accuracy affect bird mortality estimates at power lines. *Anim Conserv* 13:603–612. doi:  
325 10.1111/j.1469-1795.2010.00387.x

326 Popp JN, Boyle SP (2017) Railway ecology: Underrepresented in science? *Basic Appl Ecol*  
327 19:84–93. doi: 10.1016/j.baae.2016.11.006

328 Prosser P, Nattrass C, Prosser C (2008) Rate of removal of bird carcasses in arable farmland by  
329 predators and scavengers. *Ecotoxicol Environ Saf* 71:601–608. doi:  
330 10.1016/j.ecoenv.2007.10.013

331 R Core Team (2019) R: a Language and Environment for Statistical Computing  
332 Rautsaw RM, Martin SA, Vincent BA, et al (2018) Stopped Dead in Their Tracks: The Impact  
333 of Railways on Gopher Tortoise ( *Gopherus polyphemus* ) Movement and Behavior.  
334 *Copeia* 106:135–143. doi: 10.1643/ce-17-635  
335 Reck H, Schmüser H (2019) Railway mortality, more than a minor matter? *Faun Mitteilungen*  
336 10:23–27  
337 Santos SM, Carvalho F, Mira A (2017) Current knowledge on wildlife mortality in railways. In:  
338 *Railway Ecology*. Springer, Cham, pp 11–22  
339 Santos SM, Carvalho F, Mira A (2011) How long do the dead survive on the road? Carcass  
340 persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. *PLoS One* 6:.  
341 doi: 10.1371/journal.pone.0025383  
342 Slater FM (2002) An assessment of wildlife road casualties - The potential discrepancy between  
343 numbers counted and numbers killed. *Web Ecol* 3:33–42. doi: 10.5194/we-3-33-2002  
344 Teixeira FZ, Coelho AVP, Esperandio IB, Kindel A (2013) Vertebrate road mortality estimates:  
345 Effects of sampling methods and carcass removal. *Biol Conserv* 157:317–323. doi:  
346 10.1016/j.biocon.2012.09.006  
347

348 **Material Suplementar**

349 **Tabela S1.** Lista com as espécies, seus tamanhos corporais médios e o número de carcaças em cada condição registrada durante os monitoramentos  
 350 com o auto de linha (AL), e as coletas de dados da eficiência do observador (a pé e por AL) e da persistência de carcaças. C - carcaças. O - ossos.  
 351 T – carapaça de tatu. Os tamanhos corporais e os nomes científicos seguem Paglia et al. (2012).

352

Espécies	Tamanho corporal médio (kg)	Monitoramentos regulares AL Número de registros	Amostragem eficiência do observador			Amostragem persistência das carcaças					
			Número de registros a pé	Número de registros de AL		Número de registros					
			C	O	T	C	O	T	C	O	T
<b>Artiodactyla</b>											
Cervidae											
<i>Blastocerus dichotomus</i>	100-130	1									
<i>Mazama gouazoubira</i>	17-25	4		1							
<i>Mazama</i> sp.		2									
<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	30-40	1									
Tapiridae											
<i>Tapirus terrestris</i>	260	217	11	57		3	11			5	
Tayassuidae											
<i>Pecari tajacu</i>	17-35	28	3	4			2		1		
<i>Tayassu pecari</i>	25-45	111	1	9			4				
<b>Carnivora</b>											
Canidae											
<i>Cerdocyon thous</i>	6.5	26	3	10		3	1		2		
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	22	13	1	9		1			1		

Espécies	Tamanho corporal médio (kg)	Monitoramentos regulares AL Número de registros	Amostragem eficiência do observador						Amostragem persistência das carcaças		
			Número de registros a pé			Número de registros de AL			Número de registros		
			C	O	T	C	O	T	C	O	T
Felidae											
<i>Puma concolor</i>	22-70	1									
Mephitidae											
<i>Conepatus semistriatus</i>	2.4	1	4	3							
Procyonidae											
<i>Nasua nasua</i>	5.1		1								
<i>Procyon cancrivorus</i>	5.4	5	1	1							
<b>Cingulata</b>											
Chlamyphoridae											
<i>Cabassous unicinctus</i>	3.2	1									
<i>Euphractus sexcinctus</i>	5.4	1,459	90	215	108	21	97	20	45	25	16
<i>Priodontes maximus</i>	26.8	1									
<i>Tolypeutes matacus</i>	1.1				2						
Dasypodidae											
<i>Dasypus novemcinctus</i>	3.65	20	2	11	7	1	2		3		2
<b>Pilosa</b>											
Myrmecophagidae											
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	30.5	45		10			3			6	
<i>Tamandua tetradactyla</i>	5.2	13	4	2		1				1	
<b>Rodentia</b>											

Espécies	Tamanho corporal médio (kg)	Monitoramentos regulares AL	Amostragem eficiência do observador						Amostragem persistência das carcaças			
		Número de registros	Número de registros a pé			Número de registros de AL			Número de registros			
			C	O	T	C	O	T	C	O	T	
Erethizontidae												
<i>Coendou prehensilis</i>	3.2-5.3	1										
	Total	1,950	121	332	117	30	120	20	52	37	18	

353 **Referência:**

354

355 Paglia AP, Fonseca GAB, Rylands AB, et al (2012) Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. (2<sup>a</sup>

356 Edição/2nd Edition)

357

358

**The need to consider searcher efficiency and carcass persistence  
in railway wildlife fatality studies**

This chapter has been published in *European Journal of Wildlife Research* and was written in collaboration with Andreas Kindel, Júlia Beduschi, Larissa Donida Biasotto, Rubem Dornas, Larissa Oliveira Gonçalves, Priscilla Moura Lombardi, Talita Menger, Gabriela Schuck de Oliveira and Fernanda Zimmermann Teixeira (<https://doi.org/10.1007/s10344-020-01417-7>).

# 1 **The need to consider searcher efficiency and carcass persistence in railway wildlife** 2 **fatality studies**

## 3 4 **Abstract**

5 To improve mitigation planning on railways, it is crucial to accurately assess the number  
6 of fatalities resulting from this type of infrastructure. To illustrate the relevance of  
7 considering the two main errors from the sampling process (searcher efficiency and  
8 carcass persistence), we corrected the estimation of mammal fatalities (> 1 kg) on a 750-  
9 km railway located in the Brazilian Savanna accounting for these errors. Observed  
10 fatalities were collected by two observers in a rail inspection vehicle (RV). We estimated  
11 searcher efficiency comparing the number of carcasses found during the searcher  
12 efficiency trials on foot and by RV on the same subsections of the railway. Carcass  
13 persistence was estimated based on trials with a subset of carcasses that had their  
14 persistence verified over three consecutive days. Searcher efficiency was 29.8% and daily  
15 carcass persistence probability was 99.7%. Nine surveys on the entire railway (2015-  
16 2016) recorded 1,950 carcasses and, after correcting for the sampling errors, we estimated  
17 that 4,286 mammals died on this railway in 23 months. This estimate is 2.2 times larger  
18 than the observed number of fatalities. These errors should not be neglected, as our results  
19 demonstrate that the number of observed carcasses is a misperception in relation to the  
20 true number of fatalities caused by the railway. However, our results also indicate that  
21 dealing with these errors in railway ecology is still a challenge. We stress the need to test  
22 more suitable sampling designs for fatality estimates on railways.

23 **Keywords:** Linear infrastructure, railway fatalities, sampling errors, wildlife-train  
24 collisions, detectability, carcass removal

## 25 26 **Introduction**

27 Linear infrastructure, such as roads and railways, can increase mortality rates of  
28 many species (Forman and Alexander 1998; Santos et al. 2017), but little is known about  
29 the number of fatalities on railways (Popp and Boyle 2017; Barrientos et al. 2019). The  
30 small size of railway networks when compared to road networks and the lack of reliable  
31 estimates of wildlife fatalities result in a misperception that wildlife-train collisions are  
32 of minor conservation concern (Borda-de-Água et al. 2017; Santos et al. 2017).  
33 Nonetheless, some authors indicate that fatality estimates could reach values as high as  
34 the ones known for roads (Reck and Schmäuser 2019) or be even more impactful in some  
35 cases (Becker and Grauvogel 1991). Railway tracks can also become a trap for some

36 animals, such as toads and chelonians, that get stuck between the tracks and probably die  
37 from dehydration and/or starvation (Dorsey et al. 2015; Rautsaw et al. 2018; Dornas et  
38 al. 2019). This means that even abandoned or low traffic railways could result in wildlife  
39 fatalities.

40 To improve mitigation planning on railways, it is crucial to accurately assess the  
41 number of fatalities resulting from this type of infrastructure (Barrientos et al. 2018). To  
42 enhance the accuracy of the estimates, the number of fatalities should be calculated  
43 considering two of the main errors that are inherent to any sampling process based on  
44 carcass data: the searcher efficiency (probability of an observer to detect an available  
45 carcass in the search area) and the carcass persistence (probability of a carcass persisting  
46 in the search area for a given time) (Etterson 2013; Teixeira et al. 2013; Korner-  
47 Nievergelt et al. 2015; Barrientos et al. 2018). Accounting for these errors is needed  
48 because they are sources of bias that weaken our inferences about the number of fatalities  
49 and compromise comparisons among different railway segments, different types of  
50 infrastructure or even among different surveys in the same railway over time (Prosser et  
51 al. 2008; Barrientos et al. 2018). The consideration of searcher efficiency and carcass  
52 persistence in fatality estimation has already been a practice in studies in wind-power  
53 farms (e.g. Péron et al. 2013), roads (e.g. Gonçalves et al. 2018) and other infrastructures  
54 (e.g. Ponce et al. 2010; Barrientos et al. 2018). However, to our knowledge, only one  
55 study applied this type of correction in the railway context (Dornas et al. 2019).

56 Our aim here was to illustrate the relevance of considering the two main errors  
57 inherent to the sampling process in the fatality estimation. To do this, we present a case  
58 study of a corrected estimate of mammal fatalities (> 1 kg) on a railway located in the  
59 Brazilian Savanna. We calculated searcher efficiency and carcass persistence, corrected  
60 fatality estimates accounting for these errors, and demonstrated the difference between  
61 the observed and the estimated number of fatalities. We expected that searcher efficiency  
62 would be low in surveys done by rail inspection vehicles, as it has been shown to be low  
63 in surveys carried out by car on roads (e.g. Teixeira et al. 2013). Moreover, we expected  
64 that mammal carcass persistence would be high on railways as the only study available  
65 of carcass persistence on railways found high persistence rates for amphibians (Dornas et  
66 al. 2019), a group that shows very low persistence rates on roads (Santos et al. 2011).

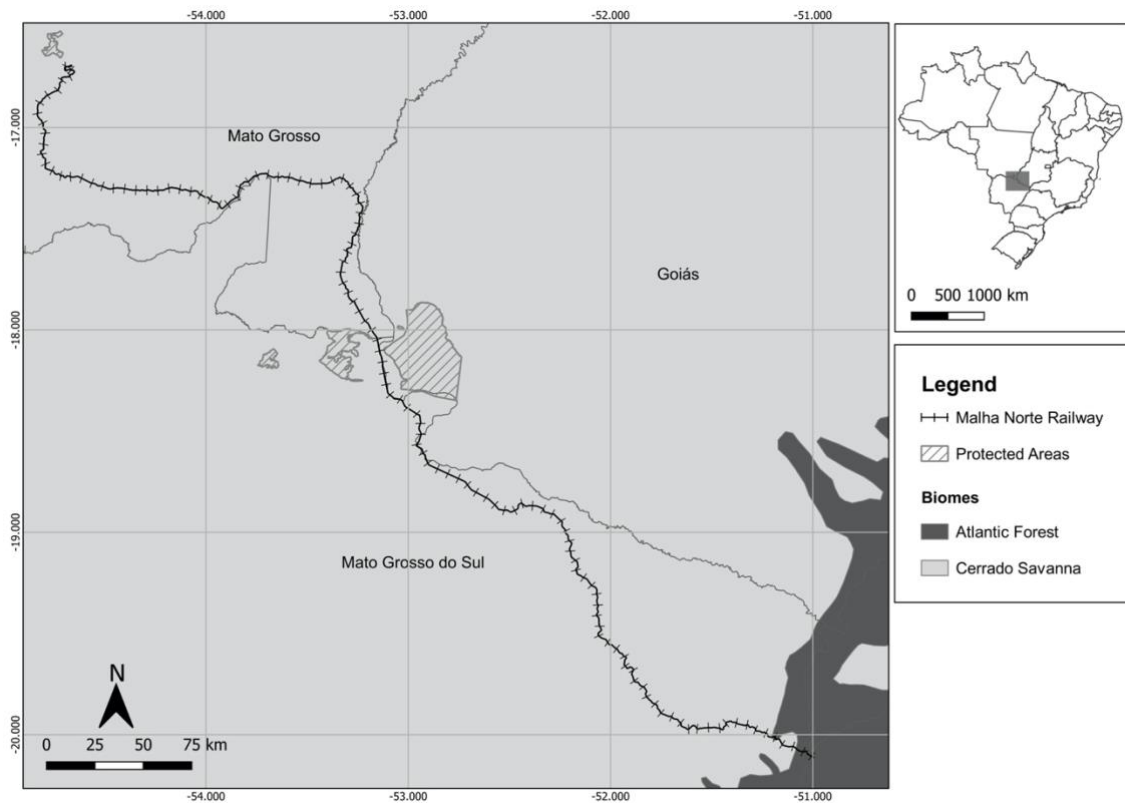
67

## 68 **Methods**

### 69 **Study area**



70 This study was conducted on the Malha Norte, a 750-km railway in Central West  
71 Brazil (Fig. 1). The Malha Norte railway is used for transportation of goods, mainly  
72 grains, and it is located in the Brazilian Savanna (known as *Cerrado* biome), close to  
73 important protected areas. The speed limit is 80 km/h and in 2015 and 2016 the daily  
74 mean traffic was 11 trains in each direction.  
75



76  
77 **Fig 2** Location of the studied railway (Malha Norte) in Brazil

78  
79 **Data collection**

80 Data were collected by Rumo S.A., a company that has the largest railway network  
81 concession in Brazil. The surveys were part of the impact monitoring required in the  
82 environmental permitting process and were conducted by the company's biology team.  
83 Data were made available to our research group by the Brazilian national environmental  
84 agency (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis –  
85 IBAMA, process number 02001.006341/2015-07). We used a dataset containing only  
86 native mammal species from 1 kg to 260 kg (Table S1).

87 Wildlife fatality data were collected by two observers in a rail inspection vehicle  
88 (RV) covering the full extent of the railway with a maximum speed of 40 km/h. Nine  
89 surveys were conducted between January 2015 and November 2016 (search interval

90 varying from 34 to 140 days). Observers in the RV stopped at every carcass found and  
91 recorded date, species, carcass condition (carcasses, bones, or armadillo osteoderms) and  
92 location (GPS coordinates). To avoid double counting of the same carcass, we excluded  
93 records of the same species that were obtained in two subsequent surveys within a 30-  
94 meter buffer, except when the carcass recorded afterward was a fresh carcass.

95 Besides the RV surveys, two other types of data collection were also conducted:  
96 one to collect data for searcher efficiency and another one for carcass persistence. For the  
97 searcher efficiency trials, the railway was divided into four segments (+/- 200 km each).  
98 In each year, a subsection of 15 km was randomly selected to carry out the searcher  
99 efficiency trials in each of the four segments. These subsections were surveyed on foot  
100 by two observers to be compared with the RV surveys. To guarantee that carcasses'  
101 locations were not known by the observers, surveys on foot were carried out by another  
102 team, which happened on the same day or on the day immediately before or after the RV  
103 survey (these variations were due to the railway operational constraints). We used data  
104 collected in 24 subsections during seven searcher efficiency trials between January 2015  
105 and November 2016. The subsections with higher number of carcasses in the searcher  
106 efficiency trials were also selected for the carcass persistence trials. For the carcass  
107 persistence trials, the carcasses in the selected subsections were marked in the first day  
108 of the trial and then revisited on three consecutive days to check for their persistence on  
109 the railway. One subsection was repeated in three persistence trials, but the trials did not  
110 include the same carcasses and were thus independent. We used data from seven carcass  
111 persistence trials across five subsections conducted between October 2015 and January  
112 2017. In searcher efficiency and carcass persistence trials we considered all carcass  
113 conditions recorded on RV surveys, as this would result in a weighted mean value for  
114 both searcher efficiency and carcass persistence representing the mixture of carcasses  
115 available at any moment on the railway. The number of carcasses of each condition is  
116 available in Table S1.

117

## 118 **Data analysis**

119 The estimation of the number of deaths on a railway in a given period is a  
120 combination of the number of observed carcasses and carcass detectability. The latter, in  
121 the present approach, results from the combination of searcher efficiency, carcass  
122 persistence and search interval (Korner-Nievergelt et al. 2015).

123 We compared the number of native mammal carcasses (> 1 kg) found during the  
124 searcher efficiency trials on foot to the number of carcasses found on RV surveys on the  
125 same subsections of the railway and assumed that searcher efficiency on foot is perfect  
126 (Gerow et al. 2010; Teixeira et al. 2013). To estimate RV searcher efficiency we used the  
127 “search.efficiency” function (Korner-Nievergelt et al. 2015), which fits a generalized  
128 linear model to the data.

129 Carcass persistence is the time that a carcass persists on the ground and still  
130 available to be found and identified by the searcher (Korner-Nievergelt et al. 2015),  
131 whatever its condition (fresh or dried carcass, bones, osteoderms or parts of them). We  
132 estimated the daily carcass persistence probability and the mean persistence time. The  
133 former is the probability of a carcass persisting from one day to another, and is calculated  
134 by fitting an exponential model to the data. The latter is the mean time (in days) that a  
135 carcass would persist on the ground. To estimate these parameters, we used the  
136 “persistence.prob” function (Korner-Nievergelt et al. 2015), assuming a constant  
137 persistence probability over time and the continuous arrival of carcasses over time, which  
138 means that a mixture of fresh and old carcasses is considered in the estimation.

139 We calculated detectability, which is the probability of a carcass of an animal that  
140 died at any time on the railway being detected by an observer, using the “ettersonEq14”  
141 function. This function can handle irregular search intervals and can be used when  
142 searcher efficiency and carcass persistence are assumed to be constant in time. To  
143 calculate the detectability credible intervals, we used the “CIetterson” function. Finally,  
144 we used the “estimateN” function to estimate the number of mammal fatalities,  
145 considering the search interval, the observed carcasses found by RV in regular surveys  
146 and the detectability values, assuming that carcasses arrive continuously over time on the  
147 railway (uniform distribution argument). All analyses were performed in R (R Core Team  
148 2019) using functions from the Carcass package (Korner-Nievergelt et al. 2015).

149

## 150 **Results**

151 During nine surveys of wildlife fatalities, observers recorded 1,950 carcasses of  
152 mammals (> 1 kg), being the six-banded armadillo (*Euphractus sexcinctus*) the most  
153 recorded species (74.8% of the records; Table S1). In the searcher efficiency trials, 570  
154 carcasses were detected on foot while only 170 carcasses were detected by RV,  
155 corresponding to a searcher efficiency of 29.8% (CI: 26.1% - 34%). In the carcass  
156 persistence trials, only one of the 107 carcasses was removed during the three consecutive

157 days of verification, which resulted in a daily carcass persistence probability of 99.7%  
158 (CI: 97.7% - 99.9%) and an estimated mean persistence time of 321 days. After  
159 accounting for the sampling errors, we estimated that 4,286 (CI: 2,702 – 9,400) mammals  
160 have died on this railway in 23 months (from January 2015 to November 2016). This  
161 estimate is 2.2 times larger than the observed number of mammal fatalities.

162

## 163 **Discussion**

164 Our results illustrate the need to consider searcher efficiency and carcass  
165 persistence to improve our understanding of wildlife fatalities on railways and to allow  
166 comparisons among different sites, periods or multiple infrastructures. These errors  
167 should not be neglected, as our results indicate that the number of observed carcasses is  
168 a misperception in relation to the true number of fatalities caused by the railway.  
169 However, our results also indicate that dealing with these errors in railway ecology is still  
170 a challenge since our approach resulted in a fatality estimate with low precision.

171 The probability of the observers seeing mammal carcasses from the RV was very  
172 low. Although it is likely that observers on foot may also miss carcasses, the approach  
173 we used assumes that searcher efficiency in surveys on foot is perfect, which might not  
174 be a problem since we were focusing on animals of body size larger than 1 kg (Slater  
175 2002; Teixeira et al. 2013). When calculating searcher efficiency from the comparison of  
176 both methods (on foot and by RV) we also assumed that there was no carcass removal or  
177 new deaths between the surveys with each method. We recognize that this assumption  
178 may not be realistic, but our approach was the best way to consider searcher efficiency  
179 for fatality estimation from our data set. Although we can still be underestimating the  
180 total number of fatalities, this only reinforces our message that we need to consider the  
181 sources of error in estimating the number of fatalities.

182 Due to the high daily carcass persistence probability, the mean persistence time  
183 for mammal carcasses (> 1 kg) in Malha Norte railway was estimated as nearly 11  
184 months. This estimate is much higher than the carcass persistence documented for roads  
185 and power lines, where most carcasses are removed in the first week (Ponce et al. 2010;  
186 Santos et al. 2011; Teixeira et al. 2013). Although this high carcass persistence estimate  
187 could be partially a result of the low number and interval of revisits to check the carcass  
188 persistence, some road studies also had a short trial duration but estimated very low  
189 carcass persistence (Teixeira et al. 2013; Gonçalves et al. 2018). Clearly, the effect of  
190 different sampling designs (trial duration, number of revisits and their interval) on carcass

191 persistence estimation needs to be tested. The high proportion of armadillos in our  
192 persistence trials (80%) could be a possible explanation for the high persistence observed  
193 since their osteoderms might take a long time to decompose. However, armadillos seem  
194 to persist only for a few days on roads, as observed by the authors of this manuscript  
195 (unpublished results). Moreover, our results are consistent with the findings of a study  
196 that focused on smaller animals, which estimated toad carcass persistence as much higher  
197 on railways (38 days, Dornas et al. 2019) when compared to roads (one day, Santos et al.  
198 2011). Thus, regardless of the potential influence of the armadillos or the sampling design  
199 of carcass persistence trials, carcasses seem to persist more on railways than they do on  
200 other infrastructures. On railways, traffic has a negligible effect on carcass persistence as  
201 the trains run over the rails, resulting in the almost absence of carcass fragmentation after  
202 the first collision (Dornas et al. 2019).

203         We used one available approach to estimate sampling errors and to correct the  
204 estimate of fatalities, which was adequate to our data. However, there are other analytical  
205 alternatives for estimating fatalities that can incorporate temporal and spatial variations  
206 of searcher efficiency and carcass persistence and effects of covariates on them (Péron et al.  
207 al. 2013; Korner-Nievergelt et al. 2015; Barrientos et al. 2018; Dalthorp et al. 2018).  
208 Railways, however, have some operational particularities that pose some challenges to  
209 more intensive or extended periods of sampling (Borda-de-Água et al. 2017). Due to the  
210 security norms of the railway companies, the access to railways, whether on foot or by  
211 RV, is highly regulated and limited, making some sampling designs more demanding  
212 logistically and thus more expensive than in other infrastructures. Frequently, data  
213 collectors need to stay on the field for longer periods than planned, sometimes in remote  
214 areas, waiting for unpredictable authorizations for railway surveys, depending on the  
215 current train traffic (Carvalho et al. 2017). One possible approach to overcome these  
216 challenges that needs to be tested is the use of on-board cameras and computer vision,  
217 which has already been tested for amphibians and small birds on roads (Guedes et al.  
218 2019) and for bird collisions on high-speed railways (García de la Morena et al. 2017).  
219 Detecting carcasses using this approach is certainly more challenging on railways than  
220 on roads, mainly due to pavement heterogeneity in the former (Carvalho et al. 2017). If  
221 those challenges are overcome, this approach may allow a higher spatial and temporal  
222 sampling replication on railways, which are not feasible or very difficult to be  
223 implemented with the current methods.

224 In summary, after correcting for searcher efficiency and carcass persistence we  
225 estimated that more than twice of the observed number of mammals (> 1 kg) have died  
226 on this railway within the study period. Our results clearly demonstrate the need to  
227 consider these errors to enable us to have more accurate estimates of fatalities on railways.  
228 If we had not accounted for carcass persistence, we would have overestimated the number  
229 of fatalities as carcasses persist on tracks longer than the searcher intervals. Moreover, if  
230 we had not accounted for searcher efficiency, we would have underestimated the total  
231 number of deaths. Although here we used a dataset of mammals > 1 kg to illustrate the  
232 importance of correcting the sampling errors, we emphasize that the errors estimates may  
233 vary among animal groups. For small animals, for example, the differences between  
234 observed and estimated numbers may be even larger, since in other infrastructures they  
235 present lower searcher efficiency and lower carcass persistence time when compared to  
236 larger animals (Teixeira et al. 2013; Barrientos et al. 2018). This supports our  
237 recommendation that studies of railway fatalities should incorporate corrections of the  
238 estimates. Nevertheless, we caution that our estimates of sampling errors should not be  
239 extrapolated to other studies due to our specific context and data. Before extrapolating  
240 searcher efficiency and carcass persistence values, we need more estimates for different  
241 taxa and locations. In addition, we stress the need to test more suitable sampling designs  
242 for fatality estimates on railways to improve the mitigation planning and monitoring  
243 effectiveness based on fatality data.

244

#### 245 **Acknowledgments**

246 We would like to thank Rumo S.A. for data collection and IBAMA for making data  
247 available to our research group. This study was financed in part by the Coordenação de  
248 Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001.  
249 We are grateful for the suggestions from three anonymous reviewers and from the editors  
250 that helped us to improve this manuscript, and to Fränzi Korner-Nievergelt for the  
251 clarifications about the Carcass package.

252

#### 253 **References**

- 254 Barrientos R, Ascensão F, Beja P, et al (2019) Railway ecology vs. road ecology: similarities  
255 and differences. *Eur J Wildl Res* 65:. doi: 10.1007/s10344-018-1248-0
- 256 Barrientos R, Martins RC, Ascensão F, et al (2018) A review of searcher efficiency and carcass  
257 persistence in infrastructure-driven mortality assessment studies. *Biol Conserv* 222:146–

258 153. doi: 10.1016/j.biocon.2018.04.014

259 Becker E, Grauvogel C (1991) Relationship of reduced train speed on moose-train collisions in  
260 Alaska. *Alces* 27:161–168

261 Borda-de-Água L, Barrientos R, Beja P, Pereira HM (2017) Railway Ecology. In: *Railway  
262 Ecology*. Springer International Publishing, Cham, pp 3–9

263 Carvalho F, Santos SM, Mira A, Lourenço R (2017) Methods to monitor and mitigate wildlife  
264 mortality in railways. In: *Railway Ecology*. Springer International Publishing, Cham, pp  
265 23–42

266 Dalthorp D, Madsen L, Huso M, et al (2018) GenEst User Guide — Software for a Generalized  
267 Estimator of Mortality. *US Geol Surv Tech Methods*, B 7 72. doi:  
268 <https://doi.org/10.3133/tm7C19>.

269 Dornas RAP, Teixeira FZ, Gonsioroski G, Nóbrega RAA (2019) Strain by the train: Patterns of  
270 toad fatalities on a Brazilian Amazonian railroad. *Sci Total Environ* 660:493–500. doi:  
271 10.1016/j.scitotenv.2018.12.371

272 Dorsey B, Olsson M, Rew LJ (2015) Ecological Effects of Railways on Wildlife. In: van der  
273 Ree R, Smith D, Grilo C (eds) *Handbook of Road Ecology*. Wiley Blackwell West Sussex,  
274 pp 219–227

275 Etterson MA (2013) Hidden Markov models for estimating animal mortality from  
276 anthropogenic hazards. *Ecol Appl* 23:1915–1925. doi: 10.1890/12-1166.1

277 Forman RTT, Alexander LE (1998) Roads and their major ecological effects. *Annu Rev Ecol  
278 Syst* 29:207–231. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207

279 García de la Morena EL, Malo JE, Hervás I, et al (2017) On-board video recording unravels  
280 bird behavior and mortality produced by high-speed trains. *Front Ecol Evol* 5:1–9. doi:  
281 10.3389/fevo.2017.00117

282 Gerow K, Kline N, Swann D, Pokorny M (2010) Estimating annual vertebrate mortality on  
283 roads at Saguaro National Park, Arizona. *Human-Wildlife Interact* 4:283–292

284 Gonçalves LO, Alvares DJ, Teixeira FZ, et al (2018) Reptile road-kills in Southern Brazil:  
285 Composition, hot moments and hotspots. *Sci Total Environ* 615:1438–1445. doi:  
286 10.1016/j.scitotenv.2017.09.053

287 Guedes DS, Ribeiro H, Sillero N (2019) An improved mobile mapping system to detect road-  
288 killed amphibians and small birds. *ISPRS Int J Geo-Information* 8:. doi:  
289 10.3390/ijgi8120565

290 Korner-Nievergelt F, Behr O, Brinkmann R, et al (2015) Mortality estimation from carcass  
291 searches using the R-package carcass — a tutorial. *Wildlife Biol* 21:30–43. doi:  
292 10.2981/wlb.00094

293 Péron G, Hines JE, Nichols JD, et al (2013) Estimation of bird and bat mortality at wind-power  
294 farms with superpopulation models. *J Appl Ecol* 50:902–911. doi: 10.1111/1365-

295 2664.12100

296 Ponce C, Alonso JC, Argandoña G, et al (2010) Carcass removal by scavengers and search  
297 accuracy affect bird mortality estimates at power lines. *Anim Conserv* 13:603–612. doi:  
298 10.1111/j.1469-1795.2010.00387.x

299 Popp JN, Boyle SP (2017) Railway ecology: Underrepresented in science? *Basic Appl Ecol*  
300 19:84–93. doi: 10.1016/j.baae.2016.11.006

301 Prosser P, Nattrass C, Prosser C (2008) Rate of removal of bird carcasses in arable farmland by  
302 predators and scavengers. *Ecotoxicol Environ Saf* 71:601–608. doi:  
303 10.1016/j.ecoenv.2007.10.013

304 R Core Team (2019) R: a Language and Environment for Statistical Computing

305 Rautsaw RM, Martin SA, Vincent BA, et al (2018) Stopped Dead in Their Tracks: The Impact  
306 of Railways on Gopher Tortoise ( *Gopherus polyphemus* ) Movement and Behavior.  
307 *Copeia* 106:135–143. doi: 10.1643/ce-17-635

308 Reck H, Schmäuser H (2019) Railway mortality, more than a minor matter? *Faun Mitteilungen*  
309 10:23–27

310 Santos SM, Carvalho F, Mira A (2017) Current knowledge on wildlife mortality in railways. In:  
311 *Railway Ecology*. Springer, Cham, pp 11–22

312 Santos SM, Carvalho F, Mira A (2011) How long do the dead survive on the road? Carcass  
313 persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. *PLoS One* 6:.  
314 doi: 10.1371/journal.pone.0025383

315 Slater FM (2002) An assessment of wildlife road casualties - The potential discrepancy between  
316 numbers counted and numbers killed. *Web Ecol* 3:33–42. doi: 10.5194/we-3-33-2002

317 Teixeira FZ, Coelho AVP, Esperandio IB, Kindel A (2013) Vertebrate road mortality estimates:  
318 Effects of sampling methods and carcass removal. *Biol Conserv* 157:317–323. doi:  
319 10.1016/j.biocon.2012.09.006

320

321



322 **Supplementary material**

323 **Table S1.** List with species, their mean body weights and the number of carcasses in each condition recorded during the rail inspection vehicle  
 324 (RV) surveys, and during the searcher efficiency (on foot and by RV) and carcass persistence trials. C – carcasses. B – bones. O – osteoderms. The  
 325 body weights and scientific names follow Paglia et al. (2012).  
 326

Species	Mean body weight (kg)	Regular RV surveys Number of records	Searcher efficiency trials						Carcass persistence trials		
			Number of records on surveys on foot			Number of records on surveys by RV			Number of records		
			C	B	O	C	B	O	C	B	O
<b>Artiodactyla</b>											
Cervidae											
<i>Blastocerus dichotomus</i>	100-130	1									
<i>Mazama gouazoubira</i>	17-25	4		1							
<i>Mazama</i> sp.		2									
<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	30-40	1									
Tapiridae											
<i>Tapirus terrestris</i>	260	217	11	57		3	11		5		
Tayassuidae											
<i>Pecari tajacu</i>	17-35	28	3	4			2		1		
<i>Tayassu pecari</i>	25-45	111	1	9			4				
<b>Carnivora</b>											
Canidae											
<i>Cerdocyon thous</i>	6.5	26	3	10		3	1		2		
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	22	13	1	9		1			1		
Felidae											

Species	Mean body weight (kg)	Regular RV surveys Number of records	Searcher efficiency trials						Carcass persistence trials		
			Number of records on surveys on foot			Number of records on surveys by RV			Number of records		
			C	B	O	C	B	O	C	B	O
<i>Puma concolor</i>	22-70	1									
Mephitidae											
<i>Conepatus semistriatus</i>	2.4	1	4	3							
Procyonidae											
<i>Nasua nasua</i>	5.1		1								
<i>Procyon cancrivorus</i>	5.4	5	1	1							
<b>Cingulata</b>											
Chlamyphoridae											
<i>Cabassous unicinctus</i>	3.2	1									
<i>Euphractus sexcinctus</i>	5.4	1,459	90	215	108	21	97	20	45	25	16
<i>Priodontes maximus</i>	26.8	1									
<i>Tolypeutes matacus</i>	1.1				2						
Dasypodidae											
<i>Dasypus novemcinctus</i>	3.65	20	2	11	7	1	2		3		2
<b>Pilosa</b>											
Myrmecophagidae											
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	30.5	45		10			3			6	
<i>Tamandua tetradactyla</i>	5.2	13	4	2		1				1	
<b>Rodentia</b>											
Erethizontidae											
<i>Coendou prehensilis</i>	3.2-5.3	1									

Species	Mean body weight (kg)	Regular RV surveys	Searcher efficiency trials						Carcass persistence trials		
		Number of records	Number of records on surveys on foot			Number of records on surveys by RV			Number of records		
			C	B	O	C	B	O	C	B	O
Total		1,950	121	332	117	30	120	20	52	37	18

327 **Reference:**

328

329 Paglia AP, Fonseca GAB, Rylands AB, et al (2012) Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. (2<sup>a</sup>

330 Edição/2nd Edition)

331

**Espécies dominantes determinam o padrão espacial de *hotspots* de fatalidades em análises com múltiplas espécies em ferrovias**

Este capítulo será submetido para a revista *Journal of Environmental Management* e foi feito em colaboração com Andreas Kindel, Larissa Oliveira Gonçalves, Rubem Dornas e Fernanda Zimmermann Teixeira.

1 **Espécies dominantes determinam o padrão espacial de *hotspots* de fatalidades em**  
2 **análises com múltiplas espécies em ferrovias**

3

4 **Resumo**

5 Medidas de mitigação estão sendo aplicadas para reduzir as fatalidades nas infraestruturas  
6 lineares, mas a decisão da melhor localização para elas é sempre um desafio. Usar o  
7 padrão espacial de um conjunto de dados multiespécies para planejar mitigação pode não  
8 contemplar espécies que são menos comuns nos registros de fatalidades em ferrovias.  
9 Nosso objetivo foi avaliar se a inclusão ou não de uma espécie dominante em conjuntos  
10 de dados multiespécies estaria mascarando espécies menos registradas na análise de  
11 *hotspots*. Respondemos as perguntas usando dados de fatalidades observadas coletados  
12 em duas ferrovias em diferentes biomas no Brasil. Identificamos *hotspots* para cada  
13 conjunto de dados multiespécies e calculamos o percentual de fatalidades de cada alvo de  
14 mitigação nesses *hotspots*. Comparamos o percentual cumulativo de fatalidades de cada  
15 alvo de mitigação presente nos segmentos *hotspots* obtidos com base em cada conjunto  
16 de dados multiespécies para identificar qual conjunto de dados seria melhor para o  
17 planejamento de mitigação de espécies menos registradas. O percentual de fatalidades  
18 dos alvos de mitigação presente nos segmentos *hotspots* foi, em geral, maior ao usar os  
19 conjuntos de dados multiespécies excluindo as espécies dominantes. Diferenças nos  
20 requisitos de habitat entre as espécies podem explicar a diferença no percentual de  
21 fatalidades nos *hotspots* entre os conjuntos de dados multiespécies. Para melhorar a  
22 tomada de decisão durante o planejamento de mitigação para múltiplas espécies, as  
23 espécies consideradas prioritárias para a conservação devem ser avaliadas separadamente  
24 das demais. O melhor cenário de planejamento de mitigação, considerando as limitações  
25 de orçamento, seria identificar qual conjunto de dados multiespécies indicaria mitigação  
26 para um percentual maior de fatalidades de diferentes alvos de mitigação em um  
27 percentual menor da ferrovia.

28

29 **Palavras-chave:** priorização, planejamento de mitigação, colisões trem-fauna

30

31

## 32 **Introdução**

33 As atividades antrópicas cobrem grandes extensões em todo o mundo e  
34 interceptam o habitat de múltiplas espécies, causando alterações de habitat e grandes  
35 quantidades de mortalidade de animais silvestres (Newbold et al., 2015). Fatalidades de  
36 animais em estradas, causadas principalmente por colisões de veículos, foram  
37 reconhecidas como a segunda principal causa antropogênica direta de mortalidade de  
38 animais silvestres (Hill et al., 2019), frequentemente resultando em declínios  
39 populacionais (Fahrig e Rytwinski, 2009). Algumas medidas estão sendo aplicadas para  
40 reduzir as fatalidades dessas infraestruturas, como cercas, estruturas para travessias da  
41 fauna (viadutos, passagens subterrâneas, bueiros, pontes), fechamentos temporários de  
42 estradas, apitos e refletores (Rytwinski et al., 2016). No entanto, a melhor localização  
43 para as medidas de mitigação é sempre um desafio (Dougherty, 2015) e, como os recursos  
44 financeiros disponíveis são geralmente limitados, alguma priorização deve ser feita no  
45 processo do planejamento da mitigação.

46 Diferentes tipos de dados podem ser usados para planejar e priorizar onde  
47 implementar medidas de mitigação para reduzir as fatalidades de animais silvestres nas  
48 infraestruturas lineares de transporte. Algumas das abordagens usadas para escolher os  
49 locais para estruturas ou ações de mitigação incluem opinião de especialistas,  
50 características da paisagem, padrões de movimento de espécies e padrões espaciais de  
51 fatalidades (Clevenger et al., 2002; Ramp et al., 2005; Schuster et al., 2013). Uma vez  
52 que a mortalidade geralmente não é distribuída aleatoriamente no espaço (Clevenger et  
53 al., 2003) e os dados de fatalidades podem ser facilmente coletados em pesquisas, a  
54 tomada de decisão com base nos padrões espaciais de fatalidades é muito comum. Alguns  
55 locais têm um número maior de fatalidades (*hotspots*) do que outros (Coelho et al., 2012)  
56 e mitigar essas áreas poderia reduzir os impactos de forma mais eficiente (Gunson e  
57 Teixeira, 2015). Identificar os *hotspots* ajuda a planejar medidas de mitigação  
58 principalmente quando não há informações populacionais ou quando estamos trabalhando  
59 com várias espécies, embora às vezes eles possam não refletir os locais mais impactados  
60 (Teixeira et al., 2017).

61 Frequentemente, os monitoramentos de fatalidade concentram-se em múltiplas  
62 espécies, o que significa que todas as espécies são registradas e consideradas nas análises  
63 (D'Amico et al., 2015; Santos et al., 2015). Existem boas razões para usar uma abordagem  
64 multiespécies no planejamento de mitigação. Em um extremo, é possível identificar

65 espécies incomuns que têm poucas fatalidades registradas e podem estar sob alta pressão,  
66 levando a declínios populacionais. Elas podem estar em maior risco se essas fatalidades  
67 representarem uma alta proporção da população e se essas mortes adicionais não forem  
68 compensadas por taxas de recrutamento mais altas (Fensome e Mathews, 2016; Gibbs e  
69 Shriver, 2005). Em outro extremo, o uso de uma abordagem multiespécies permite a  
70 inclusão de espécies comuns, as mais dominantes nos conjuntos de dados e menos  
71 prováveis de serem consideradas como uma prioridade de conservação (Ascensão et al.,  
72 2019), embora espécies já extintas foram descritas como comuns e generalizadas antes  
73 (Gaston e Fuller, 2007). Essas espécies comuns também devem ser protegidas porque são  
74 responsáveis pela maior parte do funcionamento do ecossistema (Smith e Knapp, 2003)  
75 e mudanças em suas abundâncias podem gerar múltiplas consequências para o  
76 ecossistema (Gaston e Fuller, 2008).

77 No entanto, usar o conjunto de dados multiespécies completo e seu padrão  
78 espacial para planejar mitigação pode ignorar espécies menos comuns (Dougherty, 2015),  
79 porque os *hotspots* podem ser fortemente influenciados por espécies dominantes. Essa  
80 preocupação já foi parcialmente explorada por alguns autores, em estudos que avaliaram  
81 se *hotspots* são coincidentes entre diferentes grupos de vertebrados (Teixeira et al., 2013),  
82 e estudos que avaliaram a sobreposição de *hotspots* de mamíferos silvestres e domésticos  
83 (Carvalho-Roel et al. , 2019).

84 Até onde sabemos, não há estudos que avaliaram as consequências do uso de  
85 diferentes subconjuntos de dados de fatalidade na tomada de decisão de alocação espacial  
86 de estruturas de mitigação em ferrovias. Nosso objetivo foi avaliar se a inclusão ou não  
87 de uma espécie dominante nesses conjuntos de dados multiespécies estaria mascarando  
88 espécies menos registradas na análise de *hotspots*. Estávamos interessados em saber se é  
89 possível mitigar as espécies menos registradas usando todos os registros de fatalidades  
90 ou se isso colocaria em risco a mitigação das espécies menos registradas. Além disso,  
91 pretendíamos entender se é possível melhorar quantitativamente o planejamento de  
92 mitigação para espécies menos registradas excluindo as espécies dominantes do conjunto  
93 de dados.

94 Respondemos a essas perguntas usando dados de fatalidades de duas ferrovias  
95 brasileiras. Embora já se tenha demonstrado que o número de mortes de animais silvestres  
96 às vezes é impressionante em ferrovias (Becker e Grauvogel, 1991; Dasoler et al., s.d.;  
97 Reck e Schmäuser, 2019), esse impacto ainda é negligenciado no recente desenvolvimento  
98 da ecologia de ferrovias e precisa ser mais investigado (Popp e Boyle, 2017). No Brasil,

99 e em quase toda a América Latina, a maior parte da malha ferroviária foi construída antes  
100 do licenciamento ambiental ser obrigatório, portanto, as ferrovias estão sendo adaptadas  
101 e há uma necessidade de melhorar fortemente o planejamento de mitigação.

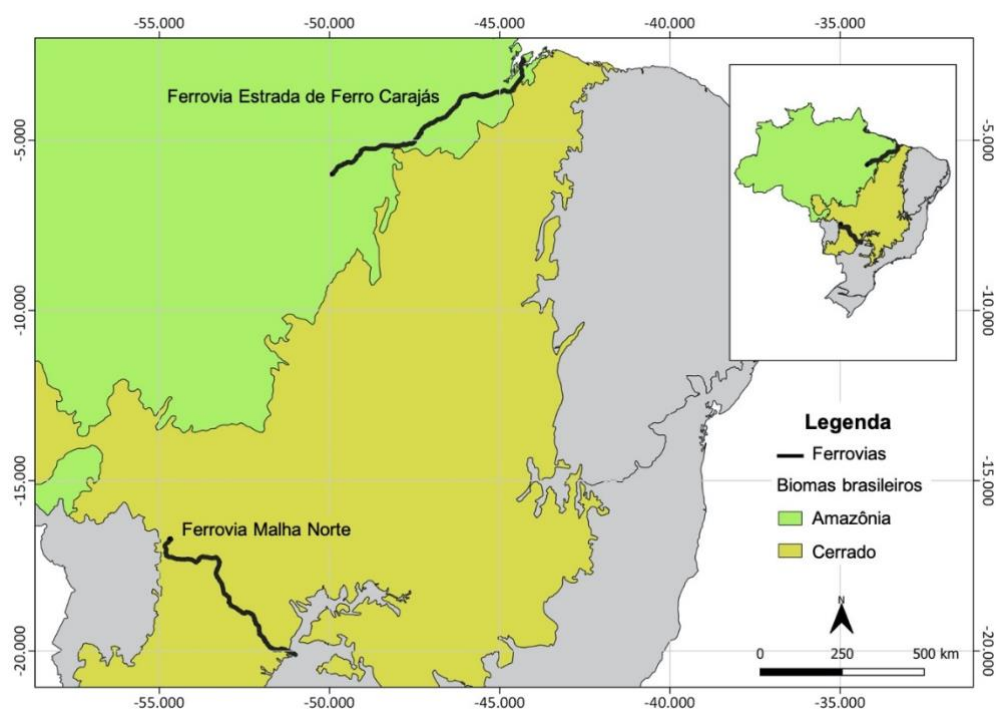
102

## 103 Métodos

### 104 *Área de estudo*

105 Este estudo foi realizado em duas ferrovias que cruzam dois biomas diferentes no  
106 Brasil (Figura 1). A primeira ferrovia é a Malha Norte (MN), com 767 km de travessia  
107 no Centro-Oeste brasileiro. A MN transporta principalmente grãos e está localizada no  
108 Cerrado. A segunda ferrovia é a Estrada de Ferro Carajás (EFC), com 892 km no Norte  
109 do Brasil. Transporta principalmente minério de ferro, mas também outras mercadorias e  
110 passageiros, e está localizada na Amazônia brasileira.

111



112

113 **Fig 1.** Localização das ferrovias do estudo (Malha Norte e Estrada de Ferro Carajás) no Brasil.

114

### 115 *Coleta de dados*

116 Os dados utilizados neste estudo foram coletados por duas empresas que detêm a  
117 concessão da maior parte da malha ferroviária do Brasil. A ferrovia Malha Norte (MN)  
118 está sob concessão da empresa Rumo S.A. e a ferrovia Estrada de Ferro Carajás (EFC)  
119 da empresa Vale S.A. Os dados de fatalidades foram coletados durante o processo de  
120 licenciamento ambiental e foram disponibilizados para nosso grupo de pesquisa pelo



121 Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA,  
122 processo nº 02001.006341 / 2015-07).

123 A extensão total da MN foi monitorada nove vezes, entre janeiro de 2015 e  
124 novembro de 2016, por dois observadores em um veículo de inspeção ferroviária com  
125 velocidade máxima de 40 km/h. Para cada carcaça avistada, os observadores pararam o  
126 veículo e registraram data, localização (coordenadas GPS) e identificação da espécie.  
127 Para evitar dupla contagem, uma vez que as carcaças não foram retiradas dos trilhos e a  
128 persistência estimada é alta (Dasoler et al., 2020), excluímos os registros de carcaças mais  
129 velhas da mesma espécie que ocorreram dentro de um raio de 30m, centrado no primeiro  
130 registro, em dois monitoramentos subsequentes.

131 Na EFC foram realizados dezesseis monitoramentos a pé por oito equipes de dois  
132 observadores cada, entre junho de 2013 e março de 2017. Parte da extensão da ferrovia  
133 (21 km) está dentro de uma área protegida onde o monitoramento não foi autorizado, por  
134 isso a extensão monitorada foi de 871 km. As mesmas informações das carcaças coletadas  
135 para a ferrovia MN foram registradas para esta ferrovia. As carcaças encontradas nesta  
136 ferrovia foram removidas dos trilhos quando avistadas para evitar dupla contagem nos  
137 levantamentos seguintes.

138

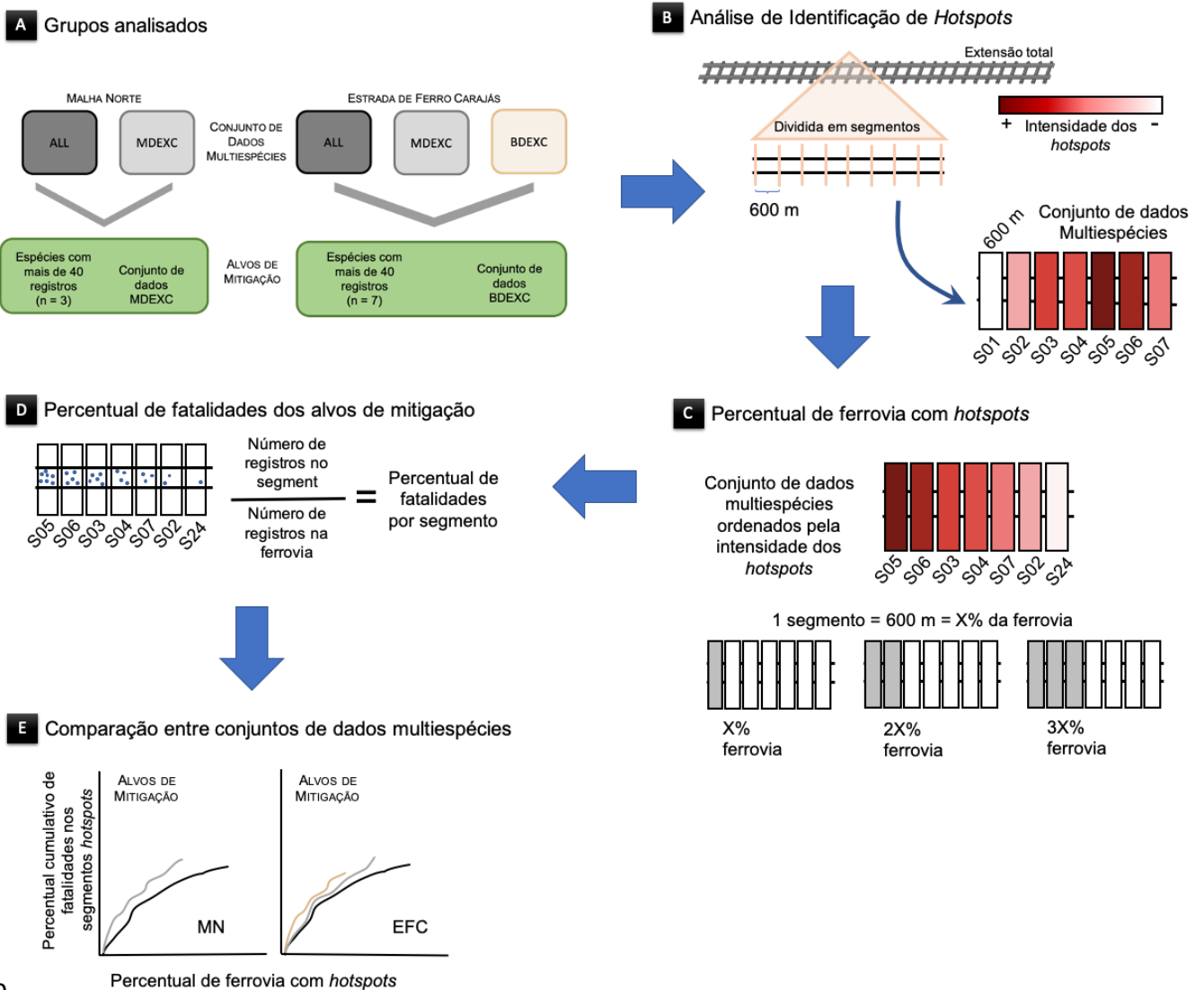
### 139 *Análise de dados*

140 Para a análise dos dados, utilizamos apenas dados de mamíferos nativos de médio  
141 e grande porte (> 500 g). Como nosso objetivo era avaliar se considerar espécies  
142 dominantes na análise de *hotspots* estaria mascarando espécies menos registradas no  
143 planejamento de mitigação, calculamos o percentual de fatalidades de cada alvo de  
144 mitigação que estava dentro dos segmentos *hotspots* para cada conjunto de dados  
145 multiespécies. Para cada ferrovia, com base no número de registros por espécie,  
146 agrupamos os dados de fatalidades da fauna em diferentes conjuntos de dados  
147 multiespécies e escolhemos alvos de mitigação (Figura 2 - A). Para a ferrovia MN,  
148 tínhamos dois conjuntos de dados multiespécies: um considerando todas as espécies  
149 registradas (ALL-MN) e outro excluindo a espécie mais dominante nos registros  
150 (MDEXC-MN). Para a ferrovia EFC, tínhamos três conjuntos de dados multiespécies:  
151 um com todas as espécies registradas (ALL-EFC), um excluindo a espécie mais  
152 dominante nos registros (MDEXC-EFC) e outro excluindo as duas espécies mais  
153 dominantes (BDEXC- EFC). Para a ferrovia MN, consideramos apenas uma espécie  
154 dominante, pois esta representou mais de 70% dos registros. Para a ferrovia EFC,

155 consideramos duas espécies como dominantes porque representaram juntas quase 70%  
156 dos registros. Em relação aos alvos de mitigação, decidimos usar espécies com mais de  
157 40 registros individualmente, pois esperamos que esse número de registros seja suficiente  
158 para realizar uma análise de uma única espécie. Também consideramos os conjuntos de  
159 dados MDEXC-MN e BDEXC-EFC como alvos de mitigação porque incluíam as  
160 espécies menos registradas, excluindo as dominantes.

161 Para identificar segmentos *hotspots* para cada conjunto de dados multiespécies,  
162 realizamos duas análises. Em primeiro lugar, para identificar se as fatalidades eram  
163 significativamente agrupadas no espaço e para identificar em quais escalas o agrupamento  
164 ocorria, usamos a estatística K de Ripley modificada (Coelho et al., 2008). Usamos um  
165 raio inicial de 100 m, um aumento de raio de 200 m, 1000 simulações de eventos de  
166 distribuição aleatória e intervalo de confiança de 90%. Em segundo lugar, utilizamos a  
167 análise *2D HotSpot Identification* (Coelho et al., 2012) para localizar essas agregações  
168 (*hotspots*) ao longo da ferrovia (Figura 2 - B), usando um raio de 300 m, 1.000 simulações  
169 de distribuições aleatórias, intervalo de confiança de 95% e divisão das ferrovias em  
170 1.277 (MN) e 1.450 (EFC) segmentos de 600 m. O raio do *hotspot* foi definido como 300  
171 m porque a mitigação é frequentemente restrita espacialmente e todos os conjuntos de  
172 dados apresentaram agregação significativa nesta escala de acordo com a estatística K de  
173 Ripley. Os segmentos foram considerados *hotspots* quando tiveram um valor de  
174 intensidade de fatalidades observadas maior que o limite de confiança superior. Ambas  
175 as análises foram realizadas no software Siriema v.2.0 (Coelho et al., 2014).

176 Depois de realizar a análise *2D HotSpot Identification* para cada conjunto de  
177 dados multiespécies, ordenamos os segmentos ferroviários com base em sua intensidade  
178 de *hotspot* e calculamos o percentual correspondente da ferrovia com *hotspots* (Figura 2  
179 - C). Concentramos nossa comparação apenas em segmentos considerados *hotspots*  
180 porque geralmente a mitigação é instalada apenas em segmentos prioritários devido a  
181 restrições orçamentárias (Huijser et al., 2009). Calculamos o percentual cumulativo de  
182 fatalidades para cada alvo de mitigação e para o conjunto de dados de espécies menos  
183 registradas (MDEXC-MN e BDEXC-EFC) que ocorreu em cada segmento *hotspots*  
184 obtido com base no conjunto de dados multiespécies (Figura 2 - D) usando o pacote  
185 *siriemashapes* (Dornas, 2019) no R (R Core Team, 2019). Por fim, comparamos o  
186 percentual cumulativo de fatalidades de cada alvo de mitigação presente nos segmentos  
187 *hotspots* de cada conjunto de dados multiespécies (Figura 2 - E) até que todos os *hotspots*  
188 (do mais para o menos intenso) fossem considerados.



190 **Fig 2.** Modelo conceitual dos passos da análise de dados. Os conjuntos de dados multiespécies  
 191 são identificados de acordo com os acrônimos. Cada segmento da ferrovia tem um Código de  
 192 identificação: S01, por exemplo.  
 193

194

195 **Resultados**

196 Durante nove monitoramentos, os observadores encontraram 1.950 carcaças de  
 197 mamíferos nativos de médio e grande porte na ferrovia MN, que pertenciam a 18 espécies,  
 198 sendo *Euphractus sexcinctus* a mais registrada (74%, Tabela S1). Para a ferrovia EFC,  
 199 1.885 carcaças de 31 espécies foram encontradas durante dezesseis monitoramentos, e as  
 200 espécies mais registradas foram *Cerdocyon thous* e *Tamandua tetradactyla* (37% e 31%,  
 201 respectivamente, tabela S1). Como esperado, a exclusão das espécies dominantes, em  
 202 ambas as ferrovias, resultou em uma forte redução no número de hotspots e no percentual  
 203 de ferrovias com hotspots (Tabela 1).

204

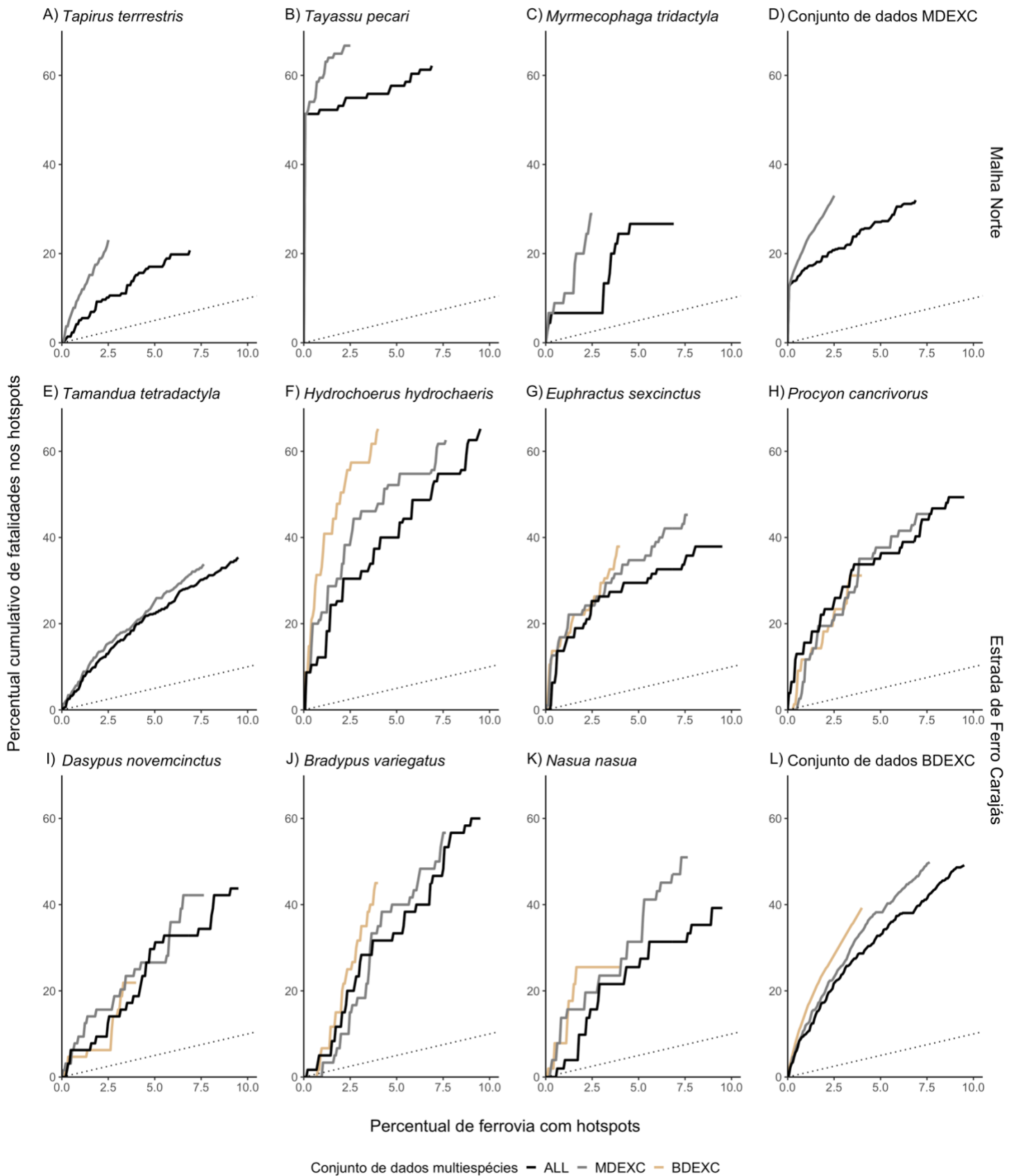
205 **Tabela 1.** Número de fatalidades e a sua distribuição nos *hotspots* para os diferentes conjuntos  
 206 de dados multiespécies (ALL - todas as espécies registradas, MDEXC - excluindo a espécie mais  
 207 dominante nos registros, e BDEXC - excluindo as duas espécies mais dominantes).

<b>Conjuntos multiespécies</b>	<b>Número de fatalidades</b>	<b>Número de <i>hotspots</i></b>	<b>Percentual de ferrovia com <i>hotspots</i></b>	<b>Percentual de registros de todas espécies nos <i>hotspots</i></b>
ALL-MN	1.950	88	6,9%	33,4%
MDEXC-MN	491	32	2,5%	12,1%
ALL-EFC	1.885	138	9,5%	41,9%
MDEXC-EFC	1.172	111	7,6%	32,7%
BDEXC-EFC	586	38	4,0%	17,8%

208

209 Tínhamos 12 alvos de mitigação para os quais calculamos o percentual de  
 210 fatalidades presentes nos segmentos *hotspots* de cada conjunto de dados multiespécies:  
 211 dez espécies individuais com mais de 40 registros (três na MN e sete na EFC) e um  
 212 conjunto de dados com as espécies menos registradas para cada ferrovia (MDEXC-MN  
 213 e BDEXC-EFC) (Figura 3).

214 Um percentual relativamente grande de fatalidades está concentrado nos *hotspots*,  
 215 em uma extensão muito pequena em ambas as ferrovias (menos de 10%),  
 216 independentemente se estamos focando nos alvos de mitigação ou em todas as espécies  
 217 (Tabela 1 e Figura 3). O percentual de fatalidades dos alvos de mitigação presentes nos  
 218 segmentos *hotspots* foi, em geral, maior quando usamos os conjuntos de dados  
 219 multiespécies excluindo as espécies dominantes (Figura 3, Tabela S2 e S3) do que quando  
 220 usando os conjuntos de dados multiespécies com todas as espécies incluídas. Para oito  
 221 alvos de mitigação, um maior percentual de fatalidades foi localizado nos segmentos  
 222 *hotspots* para o conjunto de dados excluindo as espécies mais dominantes, enquanto para  
 223 três alvos de mitigação uma quantidade semelhante de fatalidades foi localizada nos  
 224 segmentos *hotspots*, independentemente do conjunto de dados multiespécies usado, ou  
 225 seja, incluindo ou excluindo as espécies mais dominantes (Figura 3E, J, L). Apenas uma  
 226 espécie-alvo (Figura 3H), da ferrovia EFC, teve um percentual menor de fatalidades  
 227 dentro dos segmentos *hotspots* ao excluir ambas as espécies dominantes em comparação  
 228 com o uso do conjunto completo de dados multiespécies.



230 **Fig 3.** Comparações do percentual de fatalidades dos alvos de mitigação presente nos segmentos  
 231 *hotspots* de cada conjunto de dados multiespécies para cada ferrovia (A-D: alvos de mitigação da

232 Malha Norte; E-L: alvos de mitigação da Estrada de Ferro Carajás). As linhas pretas pontilhadas  
233 representam a curva de referência que seria esperada se as fatalidades não fossem agregadas  
234 espacialmente, é uma proporção de 1:1 do percentual de fatalidades registradas/percentual da  
235 ferrovia. Conjuntos de dados multiespécies: todas as espécies registradas (ALL), excluindo a  
236 espécie mais dominante nos registros (MDEXC) e excluindo as duas espécies mais dominantes  
237 (BDEXC).

238

## 239 **Discussão**

240 Os segmentos *hotspots* concentraram um percentual relativamente grande de  
241 fatalidades em uma extensão relativamente pequena de ambas ferrovias. As comparações  
242 do percentual de fatalidades dos alvos de mitigação ao incluir ou excluir as espécies  
243 dominantes da análise multiespécies mostraram, em geral, que um maior percentual de  
244 fatalidades estava presente nos *hotspots* quando a análise foi feita sem a espécie  
245 dominante. Esses resultados foram mais evidentes na ferrovia Malha Norte (MN) (Fig. 3  
246 A-D), que teve uma espécie (*Euphractus sexcinctus*) representando a grande maioria dos  
247 registros. Para a ferrovia Estrada de Ferro Carajás (EFC) (Fig. 3 E-L), este resultado foi  
248 menos consistente, pois alguns alvos de mitigação tiveram pequenas diferenças no  
249 percentual de fatalidades quando comparados os diferentes conjuntos de dados  
250 multiespécies. Esses resultados obtidos para EFC provavelmente estão relacionados à  
251 dominância menos pronunciada das espécies mais registradas, pois *Cerdocyon thous* e  
252 *Tamandua tetradactyla* separadamente representaram um menor percentual do total de  
253 registros quando comparados ao percentual de registros de *Euphractus sexcinctus* na  
254 ferrovia MN.

255 O risco de uma fatalidade ocorrer depende da presença dos animais na  
256 infraestrutura e essa presença é influenciada pelos habitats adjacentes e pela paisagem  
257 (Clevenger et al., 2003). Os requisitos de habitat são geralmente espécie-específicos e  
258 influenciam a ocorrência de fatalidades em alguns locais (Cook e Blumstein, 2013). Isso  
259 pode explicar porque o percentual de fatalidades dos alvos de mitigação nos *hotspots*  
260 aumentou ao excluir a espécie dominante do conjunto de dados multiespécies para a  
261 ferrovia MN. Quando os *hotspots* são identificados com base no conjunto de dados  
262 completo (ALL), os requisitos de habitat de *Euphractus sexcinctus* podem estar  
263 determinando fortemente a ocorrência de *hotspots*, mascarando os locais específicos com  
264 maior número de fatalidade de alvos de mitigação. Por outro lado, a ferrovia EFC teve  
265 duas espécies mais dominantes em seu conjunto de dados, o que expande as

266 possibilidades dos requisitos de habitat corresponderem a algumas especificidades dos  
267 alvos de mitigação. Para investigar essa questão seria interessante avaliar os requisitos de  
268 habitat das espécies registradas para um melhor entendimento sobre qual delas está,  
269 principalmente, influenciando a identificação dos *hotspots*.

270 O percentual de fatalidades registrado em um segmento *hotspot* pode ser usado  
271 como um indicador do percentual de fatalidades que seriam evitadas ao mitigar esses  
272 segmentos, assumindo uma mitigação totalmente eficaz. Quando isso é feito para um alvo  
273 de mitigação em comparação com um conjunto de dados multiespécies, é possível avaliar  
274 o quão representativo é o padrão espacial do conjunto de dados multiespécies das  
275 fatalidades do alvo de mitigação. Para a ferrovia MN, nossos resultados mostraram que  
276 excluir as espécies dominantes do conjunto de dados poderia ajudar a mitigar um  
277 percentual maior de fatalidades dos alvos de mitigação, mitigando um percentual menor  
278 da ferrovia. Este é um resultado importante devido às frequentes limitações orçamentárias  
279 para mitigação (Huijser et al., 2009). É importante observar que alguns segmentos  
280 *hotspots* identificados com o conjunto de dados multiespécies completo não mitigariam  
281 as fatalidades de algumas espécies (identificadas pelos platôs visíveis nos gráficos), então  
282 seria mais eficiente escolher locais de mitigação com base em outro conjunto de dados  
283 para essa espécie ou, pelo menos, outra maneira de ordenação dos *hotspots*. Por exemplo,  
284 se o alvo de mitigação fosse *Myrmecophaga tridactyla* (Fig. 3 C), seria melhor usar o  
285 conjunto de dados multiespécies, excluindo as espécies mais dominantes, porque a  
286 mitigação evitaria muito mais fatalidades do que usando o conjunto de dados  
287 multiespécies completo em um percentual igual da ferrovia.

288 Antes de analisar os dados para o planejamento da mitigação, é importante  
289 estabelecer a priori os objetivos da mitigação e quais espécies prioritárias para decidir  
290 quais conjuntos de dados seriam os melhores para serem analisados. A ferrovia EFC  
291 apresentou resultados diferentes dependendo dos alvos de mitigação. Para *Hydrochoerus*  
292 *hydrochaeris* (Fig. 3 F), o mesmo percentual de fatalidades seria evitado,  
293 independentemente do conjunto de dados multiespécies usado, embora a mitigação fosse  
294 ser mais eficiente se ambas as espécies dominantes fossem excluídas da análise porque  
295 um percentual menor da ferrovia seria recomendado para ser mitigado. No entanto, para  
296 *Procyon cancrivorus* (Fig. 3 H), o conjunto de dados multiespécies completo parece ser  
297 a melhor opção para indicar onde mitigar. Além disso, para *Bradypus variegatus* (Fig. 3  
298 J), o percentual de fatalidades evitado seria semelhante, independentemente do conjunto  
299 de dados multiespécies usado para decidir quais segmentos devem ser mitigados. Para

300 alguns alvos de mitigação, a análise de uma única espécie para identificar *hotspots*  
301 poderia ser mais eficiente para planejar medidas de mitigação, mas não é possível aplicar  
302 esta abordagem para espécies com um número muito baixo de registros. Para esses casos,  
303 a utilização de conjuntos de dados multiespécies excluindo as espécies dominantes e  
304 também a exploração do padrão espacial de fatalidades de alvos de mitigação podem ser  
305 boas alternativas para o planejamento de mitigação.

306       Nossos resultados foram baseados na intensidade dos *hotspots*, no entanto,  
307 analisar a coincidência espacial entre os *hotspots* de diferentes conjuntos de dados seria  
308 útil para melhorar o planejamento de mitigação multiespécies. Como as espécies  
309 dominantes influenciam fortemente onde os *hotspots* estão localizados, ao excluir essas  
310 espécies do conjunto de dados, os *hotspots* específicos das espécies menos registradas  
311 seriam revelados. Se os *hotspots* forem espacialmente coincidentes em ambos os casos,  
312 mesmo com as espécies dominantes incluídas, todo o conjunto de dados poderia ser  
313 utilizado para planejar a mitigação para espécies comuns e raras (Dougherty, 2015). Outra  
314 abordagem interessante seria agrupar algumas espécies para análise, principalmente  
315 quando os dados são escassos como para espécies incomuns e com baixa frequência de  
316 registro em levantamentos de fatalidades. Um estudo analisou a coincidência entre os  
317 *hotspots* de atropelamentos de cinco grupos diferentes (classes de vertebrados, tamanho  
318 do corpo, frequência das espécies, tipo de locomoção e tempo de atividade) e constatou  
319 que, em geral, os *hotspots* eram espacialmente diferentes entre os grupos, o que torna o  
320 tomada de decisão mais difícil ao planejar a mitigação para várias espécies (Teixeira et  
321 al., 2013). Portanto, em vez de usar o conjunto de dados de todas as espécies, mas  
322 mantendo o planejamento multiespécies, seria interessante avaliar se há grupos de  
323 espécies com requisitos de habitat semelhantes e comportamentos de cruzamento da  
324 estrada para usar na análise de *hotspots*.

325       Alguns estudos sugeriram que para ter uma mitigação eficaz as medidas devem  
326 ser planejadas de forma específica para a espécie (Lesbarrères e Fahrig, 2012) e que o  
327 planejamento de medidas de mitigação com base no total de espécies registradas pode  
328 ignorar espécies raras (Bager e Rosa, 2010). Nossos resultados mostraram que para alguns  
329 alvos de mitigação (ver Fig. 3 A, B, C, F, K) é fortemente evidente que a exclusão das  
330 espécies mais dominantes do conjunto de dados multiespécies beneficiaria o  
331 planejamento de mitigação de espécies menos comuns. Também seria interessante  
332 realizar a análise de hotspot usando apenas registros dos alvos de mitigação para avaliar



333 se o percentual de fatalidades evitado é maior que o percentual nos hotspots identificados  
334 com os conjuntos multiespécies.

335

### 336 **Conclusão**

337 Comparando o percentual de fatalidades dos alvos de mitigação incluídos nos  
338 segmentos *hotspots* obtidos a partir de conjuntos de dados multiespécies (incluindo ou  
339 não espécies dominantes), descobrimos que ao excluir a espécie dominante resultaria em  
340 *hotspots* com mais fatalidades registradas em um percentual menor da ferrovia. Para  
341 conjuntos de dados com espécies levemente dominantes, nossos resultados mostraram  
342 que a mitigação dos alvos pode ser beneficiada ou prejudicada dependendo de qual  
343 espécie estamos focando, provavelmente devido a similaridades ou diferenças nos  
344 requisitos de habitat das espécies dominantes. Para melhorar a tomada de decisão durante  
345 o planejamento de mitigação para múltiplas espécies, as espécies consideradas prioritárias  
346 para a conservação devem ser avaliadas separadamente das demais. O melhor cenário de  
347 planejamento de mitigação, considerando as limitações de orçamento, seria identificar  
348 qual conjunto de dados multiespécies evitaria um percentual maior de fatalidades de  
349 diferentes alvos de mitigação em um percentual menor da ferrovia.

350

### 351 **Agradecimentos**

352 Gostaríamos de agradecer as empresas Rumo S.A. e Vale S.A. pela coleta dos  
353 dados e ao IBAMA pela disponibilização dos dados ao nosso grupo de pesquisa. O  
354 presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de  
355 Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

356

### 357 **Referências**

- 358 Ascensão, F., Kindel, A., Teixeira, F.Z., Barrientos, R., D'Amico, M., Borda-de-Água, L.,  
359 Pereira, H.M., 2019. Beware that the lack of wildlife mortality records can mask a serious  
360 impact of linear infrastructures. *Glob. Ecol. Conserv.* 19.  
361 <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00661>
- 362 Bager, A., Rosa, C.A. da, 2010. Priority ranking of road sites for mitigating wildlife roadkill.  
363 *Biota Neotrop.* 10, 149–153. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032010000400020>
- 364 Becker, E., Grauvogel, C., 1991. Relationship of reduced train speed on moose-train collisions  
365 in Alaska. *Alces.* [https://doi.org/10.1016/S0278-6915\(97\)00111-7](https://doi.org/10.1016/S0278-6915(97)00111-7)
- 366 Carvalho-Roel, C.F., Iannini-Custódio, A.E., Marçal Júnior, O., 2019. Do roadkill aggregations

367 of wild and domestic mammals overlap? *Rev. Biol. Trop.* 67, 47–60.  
368 <https://doi.org/10.15517/RBT.V67I1.33011>

369 Clevenger, A.P., Chruszcz, B., Gunson, K.E., 2003. Spatial patterns and factors influencing  
370 small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biol. Conserv.* 109, 15–26.  
371 [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00127-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00127-1)

372 Clevenger, A.P., Wierzchowski, J., Chruszcz, B., Gunson, K., 2002. GIS-Generated, Expert-  
373 Based Models for Identifying Wildlife Habitat Linkages and Planning Mitigation  
374 Passages. *Conserv. Biol.* 16, 503–514. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00328.x>

375 Coelho, A.V.P., Coelho, I.P., Teixeira, F.Z., Kindel, A., 2014. Siriema: road mortality software.  
376 User's Man.

377 Coelho, I.P., Kindel, A., Coelho, A.V.P., 2008. Roadkills of vertebrate species on two highways  
378 through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *Eur. J. Wildl. Res.* 54,  
379 689–699. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0197-4>

380 Coelho, I.P., Teixeira, F.Z., Colombo, P., Coelho, A.V.P., Kindel, A., 2012. Anuran road-kills  
381 neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. *J. Environ. Manage.* 112,  
382 17–26.

383 Cook, T.C., Blumstein, D.T., 2013. The omnivore's dilemma: Diet explains variation in  
384 vulnerability to vehicle collision mortality. *Biol. Conserv.* 167, 310–315.  
385 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.08.016>

386 D'Amico, M., Román, J., de los Reyes, L., Revilla, E., 2015. Vertebrate road-kill patterns in  
387 Mediterranean habitats: Who, when and where. *Biol. Conserv.* 191, 234–242.  
388 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.010>

389 Dasoler, B.T., Kindel, A., Beduschi, J., Biasotto, L.D., Dornas, R., Gonçalves, L.O., Lombardi,  
390 P.M., Menger, T., Schuck, G., Teixeira, F.Z., 2020. The need to consider searcher  
391 efficiency and carcass persistence in railway wildlife fatality studies. *Eur. J. Wildl. Res.*  
392 66, 81. <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01417-7>

393 Dornas, R., 2019. siriemashapes: Spatial dataframe and species summary from Siriema's  
394 Hotspot results.

395 Dougherty, R.R., 2015. Hotspot Analysis of Wildlife Vehicle Collisions of BR-262, Mato  
396 Grosso do Sul, Brazil and recommendations for mitigation efforts. Florida Atlantic  
397 University.

398 Fahrig, L., Rytwinski, T., 2009. Effects of roads on animal abundance: An empirical review and  
399 synthesis. *Ecol. Soc.* 14.

400 Fensome, A.G., Mathews, F., 2016. Roads and bats: a meta-analysis and review of the evidence  
401 on vehicle collisions and barrier effects. *Mamm. Rev.* 46, 311–323.  
402 <https://doi.org/10.1111/mam.12072>

403 Gaston, K.J., Fuller, R.A., 2008. Commonness, population depletion and conservation biology.

404 Trends Ecol. Evol. (Amst.) 23, 14–19. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.001>

405 Gaston, K.J., Fuller, R.A., 2007. Biodiversity and extinction: Losing the common and the  
406 widespread. *Prog. Phys. Geogr.* 31, 213–225. <https://doi.org/10.1177/0309133307076488>

407 Gibbs, J.P., Shriver, W.G., 2005. Can road mortality limit populations of pool-breeding  
408 amphibians? *Wetl. Ecol. Manag.* 13, 281–289. <https://doi.org/10.1007/s11273-004-7522-9>

409 Gunson, K., Teixeira, F.Z., 2015. Road-wildlife mitigation planning can be improved by  
410 identifying the patterns and processes associated, in: *Handbook of Road Ecology and*  
411 *Ecology*. John Wiley & Sons.

412 Hill, J.E., DeVault, T.L., Belant, J.L., 2019. Cause-specific mortality of the world’s terrestrial  
413 vertebrates. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 28, 680–689. <https://doi.org/10.1111/geb.12881>

414 Huijser, M.P., Duffield, J.W., Clevenger, A.P., Ament, R.J., McGowen, P.T., 2009. Cost-  
415 Benefit Analyses of Mitigation Measures Aimed at Reducing Collisions with Large  
416 Ungulates in the United States and Canada: a Decision Support Tool. *Ecol. Soc.* 14, art15.  
417 <https://doi.org/10.5751/ES-03000-140215>

418 Lesbarrères, D., Fahrig, L., 2012. Measures to reduce population fragmentation by roads: What  
419 has worked and how do we know? *Trends Ecol. Evol. (Amst.)* 27, 374–380.  
420 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.01.015>

421 Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A., Börger, L.,  
422 Bennett, D.J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-  
423 Londoño, S., Edgar, M.J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M.L.K., Alhusseini, T.,  
424 Ingram, D.J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, L., Kleyer, M., Correia, D.L.P.,  
425 Martin, C.D., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Phillips, H.R.P., Purves, D.W., Robinson,  
426 A., Simpson, J., Tuck, S.L., Weiher, E., White, H.J., Ewers, R.M., Mace, G.M.,  
427 Scharlemann, J.P.W., Purvis, A., 2015. Global effects of land use on local terrestrial  
428 biodiversity. *Nature* 520, 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>

429 Popp, J.N., Boyle, S.P., 2017. Railway ecology: Underrepresented in science? *Basic Appl. Ecol.*  
430 19, 84–93. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.11.006>

431 R Core Team, 2019. R: a Language and Environment for Statistical Computing.

432 Ramp, D., Caldwell, J., Edwards, K.A., Warton, D., Croft, D.B., 2005. Modelling of wildlife  
433 fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia.  
434 *Biol. Conserv.* 126, 474–490. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.07.001>

435 Reck, H., Schmäuser, H., 2019. Railway mortality, more than a minor matter? *Faun.*  
436 *Mitteilungen* 10, 23–27.

437 Rytwinski, T., Soanes, K., Jaeger, J.A.G., Fahrig, L., Findlay, C.S., Houlahan, J., Van Ree, R.,  
438 Der, Van Der Grift, E.A., 2016. How effective is road mitigation at reducing road-kill? A  
439 meta-analysis. *PLoS One* 11, 1–25. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0166941>

440 Santos, S.M., Marques, J.T., Lourenço, A., Medinas, D., Barbosa, A.M., Beja, P., Mira, A.,

441 2015. Sampling effects on the identification of roadkill hotspots: Implications for survey  
 442 design. *J. Environ. Manage.* 162, 87–95. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.037>  
 443 Schuster, R., Römer, H., Germain, R.R., 2013. Using multi-scale distribution and movement  
 444 effects along a montane highway to identify optimal crossing locations for a large-bodied  
 445 mammal community. *PeerJ* 2013, 1–23. <https://doi.org/10.7717/peerj.189>  
 446 Smith, M.D., Knapp, A.K., 2003. Dominant species maintain ecosystem function. *Ecol. Lett.* 6,  
 447 509–517.  
 448 Teixeira, F.Z., Coelho, I.P., Esperandio, I.B., Oliveira, N.R., Peter, F.P., Dornelles, S.S.,  
 449 Delazeri, N.R., Tavares, M., Martins, M.B., Kindel, A., 2013. Are road-kill hotspots  
 450 coincident among different vertebrate groups? *Oecologia Aust.* 17, 36–47.  
 451 <https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1701.04>  
 452 Teixeira, F.Z., Kindel, A., Hartz, S.M., Mitchell, S., Fahrig, L., 2017. When road-kill hotspots  
 453 do not indicate the best sites for road-kill mitigation. *J. Appl. Ecol.* 54, 1544–1551.  
 454 <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12870>  
 455

456 **Material Suplementar**

457 Tabela S1. Espécies registradas em cada ferrovia.

458

459 Tabela S2. Percentual de fatalidades e percentual da ferrovia presentes em todos os  
 460 segmentos *hotspots* para cada conjunto de dados multiespécies na ferrovia Malha Norte.

461

462 Table S3. Percentual de fatalidades e percentual da ferrovia presentes em todos os  
 463 segmentos *hotspots* para cada conjunto de dados multiespécies na ferrovia Estrada de  
 464 Ferro Carajás.

465

466 Tabela S1.

Espécies	Ferrovia Malha Norte	Ferrovia Estrada de Ferro Carajás
<b>Artiodactyla</b>		
Cervidae		
<i>Blastocerus dichotomus</i>	1	-
<i>Mazama gouazoubira</i>	4	-
<i>Mazama</i> sp.	2	1
<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	1	-
Tapiridae		
<i>Tapirus terrestris</i>	217	5
Tayassuidae		
<i>Pecari tajacu</i>	28	10
<i>Tayassu pecari</i>	111	1

**Carnivora**

Canidae		
<i>Cerdocyon thous</i>	26	713
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	13	-
Felidae		
<i>Leopardus pardalis</i>	-	2
<i>Leopardus tigrinus</i>	-	2
<i>Puma concolor</i>	1	-
<i>Puma yagouaroundi</i>	-	2
Mephitidae		
<i>Conepatus amazonicus</i>	-	2
<i>Conepatus semistriatus</i>	1	-
Mustelidae		
<i>Eira barbara</i>	-	4
<i>Lontra longicaudis</i>	-	2
Procyonidae		
<i>Nasua nasua</i>	-	51
<i>Procyon cancrivorus</i>	5	77
<hr/>		
<b>Cingulata</b>		
Chlamyphoridae		
<i>Cabassous unicinctus</i>	1	6
<i>Euphractus sexcinctus</i>	1,459	95
<i>Priodontes maximus</i>	1	1
Dasypodidae		
<i>Dasypus novemcinctus</i>	20	64
<i>Dasypus septemcinctus</i>	-	20
<i>Dasypus sp.</i>	-	14
<hr/>		
<b>Pilosa</b>		
Bradypodidae		
<i>Bradypus variegatus</i>	-	60
Megalonychidae		
<i>Choloepus didactylus</i>	-	1
Myrmecophagidae		
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	45	2
<i>Tamandua tetradactyla</i>	13	586
<hr/>		
<b>Primates</b>		
Callitrichidae		
<i>Saguinus niger</i>	-	1
Cebidae		
<i>Saimiri collinsi</i>	-	1
<i>Sapajus apella</i>	-	2
<hr/>		
<b>Rodentia</b>		
Caviidae		
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	-	115

Cuniculidae			
<i>Cuniculus paca</i>	-		20
Dasyproctidae			
<i>Dasyprocta leporina</i>	-		1
<i>Dasyprocta prymnolopha</i>	-		12
<i>Dasyprocta</i> sp.	-		3
Erethizontidae			
<i>Coendou prehensilis</i>	1		7
<i>Coendou</i> sp.	-		2
	<b>Total</b>	<b>1.950</b>	<b>1.885</b>

467

468 Tabela S2.

Alvos de mitigação	Percentual de fatalidades em todos os segmentos <i>hotspots</i>		Percentual de ferrovia em todos os segmentos <i>hotspots</i>	
	ALL	MDEXC	ALL	MDEXC
<i>Tapirus terrestris</i>	20,7%	23,0%		
<i>Tayassu pecari</i>	62,2%	66,7%	6,9%	2,5%
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	26,7%	28,9%		
Conjunto MDEXC-MN	32,0%	33,0%		

469

470

471 Tabela S3.

Alvos de mitigação	Percentual de fatalidades em todos os segmentos <i>hotspots</i>			Percentual de ferrovia em todos os segmentos <i>hotspots</i>		
	ALL	MDEXC	BDEXC	ALL	MDEXC	BDEXC
<i>Tamandua tetradactyla</i>	35,3%	33,8%	-			
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	65,2%	62,6%	65,2%			
<i>Euphractus sexcinctus</i>	37,9%	45,3%	37,9%			
<i>Procyon cancrivorus</i>	49,4%	45,5%	31,2%	9,5%	7,6%	4,0%
<i>Dasybus novemcinctus</i>	43,8%	42,2%	21,9%			
<i>Bradypus variegatus</i>	60,0%	56,7%	45,0%			
<i>Nasua nasua</i>	39,2%	51,0%	25,5%			
Conjunto BDEXC-EFC	49,1%	49,8%	39,2%			

472

**Dominant species drive the spatial pattern of fatality hotspots  
on multi-species analysis on railways**

This chapter will be submitted to *Journal of Environmental Management* and was written in collaboration with Andreas Kindel, Larissa Oliveira Gonçalves, Rubem Dornas and Fernanda Zimmermann Teixeira.

1 **Dominant species drive the spatial pattern of fatality hotspots on multi-species**  
2 **analysis on railways**

3

4 **Abstract**

5 Mitigation measures are being applied to reduce fatalities on linear infrastructure, but  
6 deciding the best placement for mitigation measures is always a challenge to wildlife  
7 ecologists. Using the spatial pattern of a multi-species dataset to plan mitigation may  
8 overlook species that are less common in railway-kill records. Here, we aimed to evaluate  
9 if including or not a dominant species in these multi-species datasets would be masking  
10 less-recorded species in the hotspot analysis. We answered these questions using data of  
11 observed fatalities collected on two railways in different biomes in Brazil. We identified  
12 hotspots for each multi-species dataset and calculated the percentage of fatalities of each  
13 mitigation target in these hotspots. We compared the cumulative percentage of fatalities  
14 of each mitigation target present in the hotspot segments obtained based on each multi-  
15 species dataset to identify which dataset would be better to use for mitigation planning of  
16 less recorded species. The percentage of fatalities of the mitigation target present in the  
17 hotspot segments were, usually, higher when using the multi-species datasets excluding  
18 the dominant species. Habitat requirements might explain the difference in the percentage  
19 of fatalities in the hotspot among multi-species datasets. To improve the decision-making  
20 during the mitigation planning for multiple species, species considered as conservation  
21 priorities should be evaluated apart from others. The best mitigation planning scenario  
22 considering budget limitations would be identifying which multi-species dataset would  
23 indicate mitigation for a larger percentage of fatalities of different mitigation targets in a  
24 smaller percentage of the railway.

25

26 **Keywords:** prioritization, mitigation planning, wildlife-train fatalities

27

28 **Introduction**

29 Anthropogenic activities cover large extensions worldwide and intercept the  
30 habitat of multiple species causing habitat alterations and large amounts of wildlife  
31 mortality (Newbold et al., 2015). Fatalities of animals on roads, mainly caused by vehicle  
32 collisions, have been recognized as the second main direct anthropogenic cause of



33 wildlife mortality (Hill et al., 2019), frequently resulting in population declines (Fahrig  
34 and Rytwinski, 2009). Some measures are being applied to reduce fatalities from these  
35 infrastructures, like fences, wildlife crossings (overpasses, underpasses, culverts,  
36 bridges), temporary road closures, whistles, and reflectors (Rytwinski et al., 2016).  
37 However, the best placement of mitigation measures is always a challenge to wildlife  
38 ecologists (Dougherty, 2015) and, as the financial resources available are usually limited,  
39 some prioritization must be made in the mitigation planning process.

40 Different types of data can be used to plan and prioritize where to implement  
41 mitigation measures to reduce wildlife fatalities on linear transport infrastructure. Some  
42 approaches used to choose sites for mitigation structures or actions include expert  
43 opinion, landscape characteristics, species movement patterns, and spatial patterns of  
44 fatalities (Clevenger et al., 2002; Ramp et al., 2005; Schuster et al., 2013). Since mortality  
45 is usually not randomly distributed in space (Clevenger et al., 2003), and fatality data can  
46 be easily collected on surveys, decision-making based on the spatial patterns of fatalities  
47 is very common. Some sites have a higher number of fatalities (hotspots) than others  
48 (Coelho et al., 2012) and mitigating these areas could reduce the impacts more efficiently  
49 (Gunson and Teixeira, 2015). Identifying the hotspots help to plan mitigation measures  
50 mainly when there is no populational information or when we are working with multiple  
51 species, although sometimes they could not reflect the most impacted places (Teixeira et  
52 al., 2017).

53 Frequently, fatality surveys are focused on multiple species, which means that all  
54 species are recorded and also considered in the analysis (D'Amico et al., 2015; Santos et  
55 al., 2015). There are good reasons to use a multi-species approach in mitigation planning.  
56 At one extreme, it is possible to identify uncommon species that have few recorded deaths  
57 and can be under high pressure leading to populational declines. They could be at greater  
58 risk if these deaths represent a high proportion of the population and if these additional  
59 fatalities are not compensated by higher recruitment rates (Fensome and Mathews, 2016;  
60 Gibbs and Shriver, 2005). At another extreme, the use of a multi-species approach allows  
61 the inclusion of common species, the most dominant ones in the datasets and less likely  
62 to be considered as a conservation priority (Ascensão et al., 2019), although species  
63 already extinct were described as common and widespread before (Gaston and Fuller,  
64 2007). These common species should also be protected because they are responsible for  
65 most of the ecosystem functioning (Smith and Knapp, 2003) and changes in their

66 abundances can generate multiple consequences to the ecosystem (Gaston and Fuller,  
67 2008).

68         However, using the multi-species complete dataset and its spatial pattern to plan  
69 mitigation may overlook less common species (Dougherty, 2015), because hotspots may  
70 be strongly influenced by dominant species. This concern was already partially explored  
71 by some authors, in studies that evaluated if hotspots are coincident among different  
72 vertebrate groups (Teixeira et al., 2013), and studies that evaluated the overlapping of  
73 wild and domestic mammal hotspots (Carvalho-Roel et al., 2019).

74         To our knowledge, there are no studies that have evaluated the consequences of  
75 using different subsets of fatality data in the decision-making of spatial allocation of  
76 mitigation structures on railways. Here, we aimed to evaluate if including or not a  
77 dominant species in these multi-species datasets would be masking less-recorded species  
78 in the hotspot analysis. We were interested in knowing if it is possible to mitigate less-  
79 recorded species using all fatality records or if doing so we would jeopardize the  
80 mitigation of less-recorded species. Also, we intended to understand if it is possible to  
81 quantitatively improve the mitigation planning for less-recorded species by excluding the  
82 dominant species from the dataset.

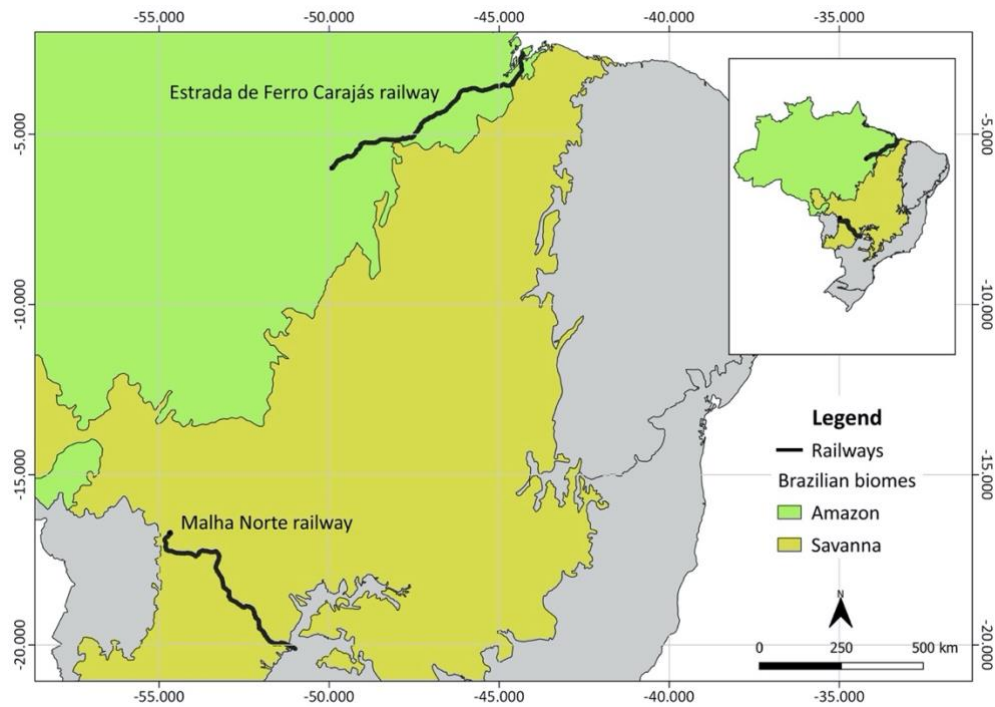
83         We answered these questions using data of fatalities from two Brazilian railways.  
84 Although wildlife fatalities have already been shown to sometimes be impressive on  
85 railways (Becker and Grauvogel, 1991; Dasoler et al., 2020.; Reck and Schmäser, 2019),  
86 this impact is still neglected in the recent development of railway ecology and needs to  
87 be more investigated (Popp and Boyle, 2017). In Brazil, and almost in entire Latin  
88 America, the majority of the railway network was built in before environmental licenses  
89 were mandatory, so railways are being retrofitted and there is a need to strongly improve  
90 mitigation planning.

91

## 92 **Material and Methods**

### 93 *Study area*

94         This study was conducted on two railways that cross two different biomes in  
95 Brazil (Figure 1). The first railway is Malha Norte (MN), with 767-km crossing Central-  
96 Western Brazil. MN transports mainly grains and is located in the Brazilian Savanna  
97 (*Cerrado* biome). The second railway is Estrada de Ferro Carajás (EFC), with 892-km in  
98 Northern Brazil. It transports mainly iron ore, but also other goods and passengers, and  
99 is located in the Brazilian Amazon.



**Fig 1.** Location of the studied railways (Malha Norte and Estrada de Ferro Carajás) in Brazil.

### *Data collection*

The data used in this study were collected by two companies that have the concession of the majority of the railway network in Brazil. Malha Norte (MN) is under the concession of Rumo S.A. and Estrada de Ferro Carajás (EFC) of Vale S.A. Fatality data were collected during the environmental permitting process and were made available to our research group by the Brazilian National Environmental Agency (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, process number 02001.006341/2015-07).

The full extension of MN was surveyed nine times, between January 2015 and November 2016, by two observers in a rail inspection vehicle with a maximum speed of 40 km/h. For each carcass sighted, the observers stopped the vehicle and recorded date, location (GPS coordinates), and species identification. To avoid double counting, as carcasses were not removed from the tracks and the estimated persistence is high (Dasoler et al., 2020), we excluded the records of older carcasses of the same species that occurred within a 30 m buffer centered on the first record in two subsequent surveys.

On the EFC railway, sixteen surveys were conducted totally on foot by eight teams of two observers each, between June 2013 and March 2017. Part of its extension (21 km) is within a protected area where the survey was not authorized, thus the surveyed extension summed 871 km. The same carcass information collected for the MN railway

122 was recorded for this railway. Carcasses found on this railway were removed from the  
123 tracks when sighted to avoid double counting in the following surveys.

124

#### 125 *Data analysis*

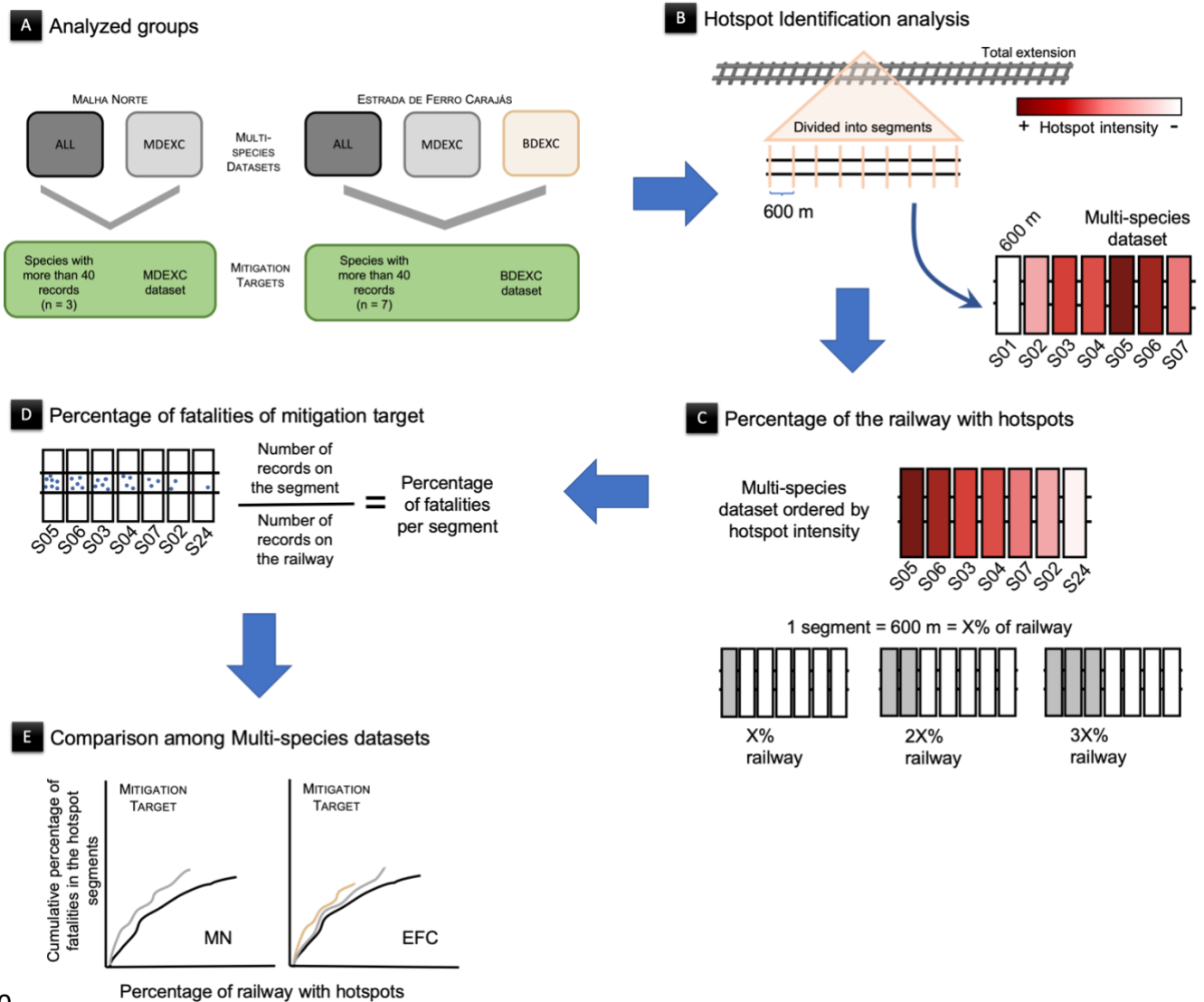
126 For data analysis, we used only data from native medium and large-sized  
127 mammals (> 500 g). As our goal was to evaluate if considering dominant species in the  
128 hotspot analysis would be masking less-recorded species in the mitigation planning, we  
129 calculated the percentage of fatalities of each mitigation target that was within the hotspot  
130 segments for each multi-species dataset. For each railway, based on the number of records  
131 per species, we grouped wildlife fatality data into different multi-species datasets and  
132 chose mitigation targets (Figure 2 – A). For the MN railway, we had two multi-species  
133 datasets: one considering all species recorded (ALL-MN) and another one excluding the  
134 most dominant species in the records (MDEXC-MN). For the EFC railway, we had three  
135 multi-species datasets: one with all species recorded (ALL-EFC), one excluding the most  
136 dominant species in the records (MDEXC-EFC) and another one excluding the two most  
137 dominant species (BDEXC-EFC). For the MN railway, we considered only one dominant  
138 species as this one represented more than 70% of the records. For the EFC railway, we  
139 considered two species as dominant because they represented together almost 70% of the  
140 records. In relation to the mitigation targets, we decided to use species with more than 40  
141 records individually because we expect this number of records to be enough to carry out  
142 a single-species analysis. We also considered the MDEXC-MN and BDEXC-EFC  
143 datasets as mitigation targets because they included less-recorded species excluding the  
144 dominant ones.

145 To identify hotspot segments for each multi-species dataset, we performed two  
146 analyses. First, to identify if the railway-kills were significantly clustered in space and to  
147 identify in which scales clustering occurred, we used a modified Ripley's K statistic  
148 (Coelho et al., 2008). We used an initial radius of 100 m, a radius increase of 200 m, 1000  
149 simulations of random distribution events, and 90% confidence interval. Second, we used  
150 the 2D HotSpot Identification analysis (Coelho et al., 2012) to locate these aggregations  
151 along the railway (Figure 2 - B), using a radius of 300 m, 1,000 simulations of random  
152 distributions, 95% confidence interval and dividing the railways into 1,277 (MN) and  
153 1,450 (EFC) segments of 600 m. The hotspot radius was defined as 300 m because  
154 mitigation is often spatially restricted to specific and all datasets presented significant  
155 aggregation at this scale on Ripley's K statistic. Segments were considered as hotspots

156 when they had an observed railway-kill intensity value higher than the upper confidence  
157 limit. Both analyses were performed in Siriema v.2.0 software (Coelho et al., 2014).

158         After performing the 2D Hotspot Identification analysis for each multi-species  
159 dataset, we ordered the railway segments based on their hotspot intensity and calculated  
160 the corresponding percentage of the railway with hotspots (Figure 2 – C). We focused our  
161 comparison only on segments considered hotspots because usually mitigation is installed  
162 only on priority segments due to budget restrictions (Huijser et al., 2009). We calculated  
163 the cumulative percentage of fatalities of each mitigation targets and for the less-recorded  
164 species dataset that occurred in each hotspot segment obtained based on the multi-species  
165 dataset (Figure 2 – D) using the package *siriemashapes* (Dornas, 2019) in R (R Core  
166 Team, 2019). Finally, we compared the cumulative percentage of fatalities of each  
167 mitigation target present in the hotspot segments from each multi-species dataset (Figure  
168 2 – E) until all hotspots (from the most to the less intense) were considered.

169



170  
 171 **Fig 2.** Conceptual model of data analysis steps. The multi-species datasets are identified  
 172 according to the acronyms. Each segment of the railway has an identification code: S01, for  
 173 example.

174  
 175  
 176 **Results**

177 During nine surveys, observers found 1,950 carcasses of native medium and large-  
 178 sized mammals on the MN railway, which belonged to 18 species, being *Euphractus*  
 179 *sexcinctus* the most recorded one (74%, Table S1). For the EFC railway, 1,885 carcasses  
 180 of 31 species were found during sixteen surveys, and the most recorded species were  
 181 *Cerdocyon thous* and *Tamandua tetradactyla* (37% and 31%, respectively, table S1). As  
 182 expected, excluding the dominant species, on both railways, resulted in a strong reduction  
 183 in the number of hotspots and in the percentage of railway with hotspots (Table 1).

184

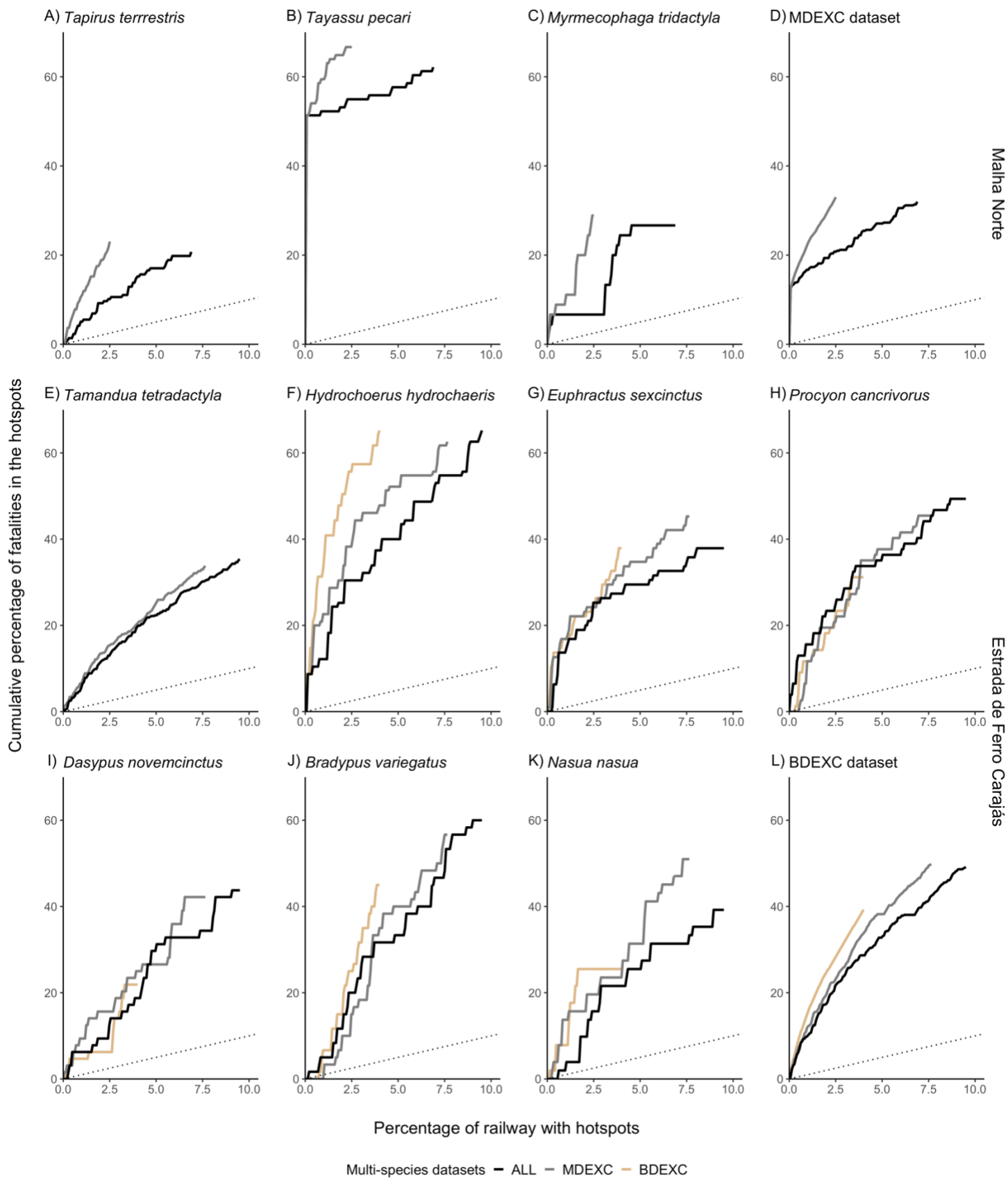
185 **Table 1.** Number of fatalities and their distribution in hotspots for the different multi-species  
 186 datasets (ALL - all species recorded, MDEXC - excluding the most dominant species in the  
 187 records, and BDEXC - excluding the two most dominant species).

<b>Multi-species datasets</b>	<b>Number of fatalities</b>	<b>Number of hotspots</b>	<b>Percentage of the railway with hotspots</b>	<b>Percentage of records from all species in the hotspots</b>
ALL-MN	1,950	88	6.9%	33.4%
MDEXC-MN	491	32	2.5%	12.1%
ALL-EFC	1,885	138	9.5%	41.9%
MDEXC-EFC	1,172	111	7.6%	32.7%
BDEXC-EFC	586	38	4.0%	17.8%

188

189 We had 12 mitigation targets for which we calculated the percentage of fatalities  
 190 present in the hotspot segments of each multi-species dataset: ten individual species with  
 191 more than 40 records (three in the MN and seven in the EFC railway) and a dataset of  
 192 less-recorded species for each railway (MDEXC-MN and BDEXC-EFC) (Figure 3).

193 A relatively large percentage of fatalities is concentrated on the hotspots, a very  
 194 small extension of both railways (less than 10%), regardless if we are focusing on the  
 195 mitigation targets or on all species (Table 1 and Figure 3). The percentage of fatalities of  
 196 the mitigation targets present in the hotspot segments was, usually, higher when using the  
 197 multi-species datasets excluding the dominant species (Figure 3, Table S2 and S3) than  
 198 when using the multi-species datasets with all species included. For eight mitigation  
 199 targets a higher percentage of fatalities was located in the hotspot segments for the dataset  
 200 excluding the most dominant species, while for three mitigation targets a similar amount  
 201 of fatalities was located in the hotspot segments irrespective of the multi-species dataset  
 202 used, that is, including or excluding the most dominant species (Figure 3E, J, L). Only  
 203 one target species (Figure 3H), from the EFC railway, had a lower percentage of fatalities  
 204 within the hotspot segments when excluding both dominant species compared to when  
 205 using the complete multi-species dataset.



207 **Fig 3.** Comparisons of the percentage of fatalities of the mitigation targets present in the hotspot  
 208 segments of each multi-species dataset for both railways (A-D: mitigation targets of Malha Norte;



209 E-L: mitigation targets of Estrada de Ferro Carajás). Dotted black lines represent the reference  
210 curve that would be expected if fatalities were not spatially aggregated, it is a 1:1 ratio of the  
211 percentage of fatalities recorded/percentage of the railway. Multi-species datasets: all species  
212 recorded (ALL), excluding the most dominant species in the records (MDEXC) and excluding  
213 the two most dominant species (BDEXC).

214

## 215 **Discussion**

216 Hotspots segments concentrated a relatively large percentage of fatalities in a  
217 relatively small extension of both railways. The comparisons of the fatalities percentage  
218 of the mitigation targets when including or excluding the dominant species from the  
219 multi-species analysis showed, in general, that a higher fatalities percentage was present  
220 in hotspots when the analysis was done without the dominant species. These results were  
221 more evident on the Malha Norte (MN) railway (Fig. 3 A-D), which had one species  
222 (*Euphractus sexcinctus*) representing the vast majority of the records. For the Estrada de  
223 Ferro Carajás (EFC) railway (Fig. 3 E-L), this result was less consistent, as some  
224 mitigation targets had small differences in the fatalities percentage when comparing the  
225 different multi-species datasets. These results obtained for EFC are probably related to  
226 the less pronounced dominance of the most recorded species, as *Cerdocyon thous* and  
227 *Tamandua tetradactyla* separately represented a smaller part of the total number of  
228 records when compared to the number of records of *Euphractus sexcinctus* in the MN  
229 railway.

230 Fatality risk depends on the animal presence at the infrastructure and its presence  
231 is influenced by the adjacent habitats and landscape (Clevenger et al., 2003). Habitat  
232 requirements are generally species-specific and influence the occurrence of fatalities in  
233 some places (Cook and Blumstein, 2013). This might explain why the percentage of  
234 fatalities of the mitigation targets in the hotspots increased when excluding the dominant  
235 species from the multi-species dataset for the MN railway. When the hotspots are  
236 identified based on the ALL dataset, the *Euphractus sexcinctus* habitat requirements  
237 strongly determined the occurrence of hotspots, masking the specific places with higher  
238 fatality number of mitigation targets. On the other hand, the EFC railway had two most  
239 dominant species in its dataset, which expand the possibilities that their habitat  
240 requirements match some specificities of the mitigation targets. Therefore, it would be  
241 interesting to evaluate the habitat requirements of the recorded species for a better  
242 understanding of which one is influencing mostly the hotspot identification.

243           The percentage of fatalities recorded in a hotspot segment can be used as a proxy  
244 for the percentage of fatalities that would be avoided when mitigating those segments,  
245 assuming completely effective mitigation. When this is done for a mitigation target in  
246 comparison to a multi-species dataset, it is possible to investigate how representative the  
247 spatial pattern of the multi-species dataset is of the mitigation target fatalities. For the  
248 MN railway, our results showed that excluding the dominant species from the dataset  
249 could help to mitigate a larger percentage of the fatalities of the mitigation targets  
250 mitigating a smaller percentage of the railway. This is an important highlight due to the  
251 frequent budget limitations for mitigation (Huijser et al., 2009). It is important to observe  
252 that some hotspot segments identified with the complete multi-species dataset would not  
253 mitigate fatalities of some species (identified by the plateaus visible on the graphs), so it  
254 would be more efficient to choose mitigation locations based on another dataset for that  
255 species or at least another hotspot ordering procedure. For example, if mitigation targets  
256 were on *Myrmecophaga tridactyla* (Fig. 3 C), it would be better to use the multi-species  
257 dataset excluding the most dominant species because mitigation would avoid much more  
258 fatalities than if using the complete multi-species dataset in an equal percentage of the  
259 railway.

260           Before analyzing data for mitigation planning, it is important to establish a priori  
261 the mitigation goals and which species are a priority to decide which datasets would be  
262 better to be analyzed. The EFC railway showed different results depending on the  
263 mitigation targets. For *Hydrochoerus hydrochaeris* (Fig. 3 F), the same percentage of  
264 fatalities would be avoided irrespective of the multi-species dataset used, although  
265 mitigation would be more efficient if both dominant species were excluded from the  
266 analysis because a smaller percentage of the railway would be recommended to be  
267 mitigated. However, for *Procyon cancrivorus* (Fig. 3 H), the complete multi-species  
268 dataset seems to be the best option to indicate where to mitigate. Furthermore, for  
269 *Bradypus variegatus* (Fig. 3 J), the percentage of fatalities avoided would be similar  
270 independently of the multi-species dataset used to decide which segments should be  
271 mitigated. For some mitigation targets, a single-species analysis to identify hotspots could  
272 be more efficient to plan mitigation measures, but it is not possible to apply this single-  
273 species approach for species with a low number of records. For those cases, using multi-  
274 species datasets excluding the dominant species and also exploring the spatial pattern of  
275 fatalities of mitigation targets might be a good alternative for mitigation planning.

276 Our results were based on hotspots intensity, however, analyzing the spatial  
277 coincidence among hotspots of different datasets would be helpful to improve multi-  
278 species mitigation planning. As the dominant species strongly influence where the  
279 hotspots are located, when excluding these species from the dataset, the specific hotspots  
280 of the less recorded species would be revealed. If hotspots were spatially coincident on  
281 both cases, even with the dominant species included, the entire dataset could be used to  
282 plan mitigation for both common and rare species (Dougherty, 2015). Another interesting  
283 approach would be to group some species for analysis, mainly when data are scarce like  
284 for uncommon species with a low frequency of records at fatalities surveys. Another study  
285 analyzed the coincidence among the roadkill hotspots of five different groups (vertebrate  
286 classes, body size, species commonness, type of locomotion and time of activity) and  
287 found that, in general, the hotspots were spatially dissimilar between the groups, which  
288 make the decision-making harder when planning mitigation for multiple species (Teixeira  
289 et al., 2013). Therefore, rather than using all species dataset but keeping multi-species  
290 planning, it would be interesting to evaluate if there are groups of species with similar  
291 habitat requirements and crossing behaviors to use in the hotspots analysis.

292 Some studies suggested that to have effective mitigation measures should be  
293 planned in a species-specific way (Lesbarrères and Fahrig, 2012) and that planning  
294 mitigation measures based on total recorded species may overlook rare species (Bager  
295 and Rosa, 2010). Our results showed that for some mitigation targets (see Fig. 3 A, B, C,  
296 F, K) it is strongly evident that the exclusion of the most dominant species from the multi-  
297 species dataset would benefit mitigation planning of less common species. It would also  
298 be interesting to perform the hotspot analysis using only records of the mitigation targets  
299 and then compare if the percentage of fatalities avoided would be higher than the  
300 percentage avoided in the hotspots identified with the multi-species datasets.

301

## 302 **Conclusions**

303 Comparing the percentage of fatalities of the mitigation targets included in hotspot  
304 segments obtained from multi-species datasets (including or not dominant species), we  
305 found that when excluding the dominant species it would result on more fatalities  
306 recorded in a smaller percentage of the railway. For datasets with slightly dominant  
307 species, our results showed that mitigation of targets could be benefited or jeopardized  
308 depending on which species we are focusing on, probably due to the similarity or  
309 differences on the habitat requirements of the dominant species. To improve the decision-

310 making during the mitigation planning for multiple species, species considered as  
311 conservation priorities should be evaluated apart from others. The best mitigation  
312 planning scenario considering budget limitations would be to identify which multi-  
313 species dataset would avoid a larger percentage of fatalities of different mitigation targets  
314 in a smaller percentage of the railway.

315

### 316 **Acknowledgments**

317 We would like to thank Rumo S.A. and Vale S.A. for collecting the data and IBAMA for  
318 making data available to our research group. This study was financed in part by the  
319 Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) -  
320 Finance Code 001.

321

### 322 **References**

- 323 Ascensão, F., Kindel, A., Teixeira, F.Z., Barrientos, R., D'Amico, M., Borda-de-Água, L.,  
324 Pereira, H.M., 2019. Beware that the lack of wildlife mortality records can mask a serious  
325 impact of linear infrastructures. *Glob. Ecol. Conserv.* 19.  
326 <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00661>
- 327 Bager, A., Rosa, C.A. da, 2010. Priority ranking of road sites for mitigating wildlife roadkill.  
328 *Biota Neotrop.* 10, 149–153. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032010000400020>
- 329 Becker, E., Grauvogel, C., 1991. Relationship of reduced train speed on moose-train collisions  
330 in Alaska. *Alces.* [https://doi.org/10.1016/S0278-6915\(97\)00111-7](https://doi.org/10.1016/S0278-6915(97)00111-7)
- 331 Carvalho-Roel, C.F., Iannini-Custódio, A.E., Marçal Júnior, O., 2019. Do roadkill aggregations  
332 of wild and domestic mammals overlap? *Rev. Biol. Trop.* 67, 47–60.  
333 <https://doi.org/10.15517/RBT.V67I1.33011>
- 334 Clevenger, A.P., Chruszcz, B., Gunson, K.E., 2003. Spatial patterns and factors influencing  
335 small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biol. Conserv.* 109, 15–26.  
336 [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00127-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00127-1)
- 337 Clevenger, A.P., Wierzchowski, J., Chruszcz, B., Gunson, K., 2002. GIS-Generated, Expert-  
338 Based Models for Identifying Wildlife Habitat Linkages and Planning Mitigation  
339 Passages. *Conserv. Biol.* 16, 503–514. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00328.x>
- 340 Coelho, A.V.P., Coelho, I.P., Teixeira, F.Z., Kindel, A., 2014. Siriema: road mortality software.  
341 *User's Man.*
- 342 Coelho, I.P., Kindel, A., Coelho, A.V.P., 2008. Roadkills of vertebrate species on two highways  
343 through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *Eur. J. Wildl. Res.* 54,  
344 689–699. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0197-4>
- 345 Coelho, I.P., Teixeira, F.Z., Colombo, P., Coelho, A.V.P., Kindel, A., 2012. Anuran road-kills

346 neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. *J. Environ. Manage.* 112,  
347 17–26.

348 Cook, T.C., Blumstein, D.T., 2013. The omnivore’s dilemma: Diet explains variation in  
349 vulnerability to vehicle collision mortality. *Biol. Conserv.* 167, 310–315.  
350 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.08.016>

351 D’Amico, M., Román, J., de los Reyes, L., Revilla, E., 2015. Vertebrate road-kill patterns in  
352 Mediterranean habitats: Who, when and where. *Biol. Conserv.* 191, 234–242.  
353 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.010>

354 Dasoler, B.T., Kindel, A., Beduschi, J., Biasotto, L.D., Dornas, R., Gonçalves, L.O., Lombardi,  
355 P.M., Menger, T., Schuck, G., Teixeira, F.Z., 2020. The need to consider searcher  
356 efficiency and carcass persistence in railway wildlife fatality studies. *Eur. J. Wildl. Res.*  
357 66, 81. <https://doi.org/10.1007/s10344-020-01417-7>

358 Dornas, R., 2019. siriemashapes: Spatial dataframe and species summary from Siriema’s  
359 Hotspot results.

360 Dougherty, R.R., 2015. Hotspot Analysis of Wildlife Vehicle Collisions of BR-262, Mato  
361 Grosso do Sul, Brazil and recommendations for mitigation efforts. Florida Atlantic  
362 University.

363 Fahrig, L., Rytwinski, T., 2009. Effects of roads on animal abundance: An empirical review and  
364 synthesis. *Ecol. Soc.* 14.

365 Fensome, A.G., Mathews, F., 2016. Roads and bats: a meta-analysis and review of the evidence  
366 on vehicle collisions and barrier effects. *Mamm. Rev.* 46, 311–323.  
367 <https://doi.org/10.1111/mam.12072>

368 Gaston, K.J., Fuller, R.A., 2008. Commonness, population depletion and conservation biology.  
369 *Trends Ecol. Evol. (Amst.)* 23, 14–19. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.001>

370 Gaston, K.J., Fuller, R.A., 2007. Biodiversity and extinction: Losing the common and the  
371 widespread. *Prog. Phys. Geogr.* 31, 213–225. <https://doi.org/10.1177/0309133307076488>

372 Gibbs, J.P., Shriver, W.G., 2005. Can road mortality limit populations of pool-breeding  
373 amphibians? *Wetl. Ecol. Manag.* 13, 281–289. <https://doi.org/10.1007/s11273-004-7522-9>

374 Gunson, K., Teixeira, F.Z., 2015. Road-wildlife mitigation planning can be improved by  
375 identifying the patterns and processes associated, in: *Handbook of Road Ecology and*  
376 *Ecology*. John Wiley & Sons.

377 Hill, J.E., DeVault, T.L., Belant, J.L., 2019. Cause-specific mortality of the world’s terrestrial  
378 vertebrates. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 28, 680–689. <https://doi.org/10.1111/geb.12881>

379 Huijser, M.P., Duffield, J.W., Clevenger, A.P., Ament, R.J., McGowen, P.T., 2009. Cost-  
380 Benefit Analyses of Mitigation Measures Aimed at Reducing Collisions with Large  
381 Ungulates in the United States and Canada: a Decision Support Tool. *Ecol. Soc.* 14, art15.  
382 <https://doi.org/10.5751/ES-03000-140215>

383 Lesbarrères, D., Fahrig, L., 2012. Measures to reduce population fragmentation by roads: What  
384 has worked and how do we know? *Trends Ecol. Evol. (Amst.)* 27, 374–380.  
385 <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.01.015>

386 Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A., Börger, L.,  
387 Bennett, D.J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-  
388 Londoño, S., Edgar, M.J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M.L.K., Alhusseini, T.,  
389 Ingram, D.J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, L., Kleyer, M., Correia, D.L.P.,  
390 Martin, C.D., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Phillips, H.R.P., Purves, D.W., Robinson,  
391 A., Simpson, J., Tuck, S.L., Weiher, E., White, H.J., Ewers, R.M., Mace, G.M.,  
392 Scharlemann, J.P.W., Purvis, A., 2015. Global effects of land use on local terrestrial  
393 biodiversity. *Nature* 520, 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>

394 Popp, J.N., Boyle, S.P., 2017. Railway ecology: Underrepresented in science? *Basic Appl. Ecol.*  
395 19, 84–93. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.11.006>

396 R Core Team, 2019. R: a Language and Environment for Statistical Computing.

397 Ramp, D., Caldwell, J., Edwards, K.A., Warton, D., Croft, D.B., 2005. Modelling of wildlife  
398 fatality hotspots along the Snowy Mountain Highway in New South Wales, Australia.  
399 *Biol. Conserv.* 126, 474–490. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.07.001>

400 Reck, H., Schmäuser, H., 2019. Railway mortality, more than a minor matter? *Faun.*  
401 *Mitteilungen* 10, 23–27.

402 Rytwinski, T., Soanes, K., Jaeger, J.A.G., Fahrig, L., Findlay, C.S., Houlahan, J., Van Ree, R.  
403 Der, Van Der Grift, E.A., 2016. How effective is road mitigation at reducing road-kill? A  
404 meta-analysis. *PLoS One* 11, 1–25. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0166941>

405 Santos, S.M., Marques, J.T., Lourenço, A., Medinas, D., Barbosa, A.M., Beja, P., Mira, A.,  
406 2015. Sampling effects on the identification of roadkill hotspots: Implications for survey  
407 design. *J. Environ. Manage.* 162, 87–95. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.037>

408 Schuster, R., Römer, H., Germain, R.R., 2013. Using multi-scale distribution and movement  
409 effects along a montane highway to identify optimal crossing locations for a large-bodied  
410 mammal community. *PeerJ* 2013, 1–23. <https://doi.org/10.7717/peerj.189>

411 Smith, M.D., Knapp, A.K., 2003. Dominant species maintain ecosystem function. *Ecol. Lett.* 6,  
412 509–517.

413 Teixeira, F.Z., Coelho, I.P., Esperandio, I.B., Oliveira, N.R., Peter, F.P., Dornelles, S.S.,  
414 Delazeri, N.R., Tavares, M., Martins, M.B., Kindel, A., 2013. Are road-kill hotspots  
415 coincident among different vertebrate groups? *Oecologia Aust.* 17, 36–47.  
416 <https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1701.04>

417 Teixeira, F.Z., Kindel, A., Hartz, S.M., Mitchell, S., Fahrig, L., 2017. When road-kill hotspots  
418 do not indicate the best sites for road-kill mitigation. *J. Appl. Ecol.* 54, 1544–1551.  
419 <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12870>

420

421 **Supplementary material**

422 Table S1. Species recorded in each railway.

423

424 Table S2. Percentage of fatalities and percentage of the railway present in all hotspot  
425 segments for each multi-species dataset in the Malha Norte railway.

426

427 Table S3. Percentage of fatalities and percentage of the railway present in all hotspot  
428 segments for each multi-species dataset in the Estrada de Ferro Carajás railway.

429

430 Table S1.

Species	Malha Norte railway	Estrada de Ferro Carajás railway
<b>Artiodactyla</b>		
Cervidae		
<i>Blastocerus dichotomus</i>	1	-
<i>Mazama gouazoubira</i>	4	-
<i>Mazama</i> sp.	2	1
<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	1	-
Tapiridae		
<i>Tapirus terrestris</i>	217	5
Tayassuidae		
<i>Pecari tajacu</i>	28	10
<i>Tayassu pecari</i>	111	1
<b>Carnivora</b>		
Canidae		
<i>Cerdocyon thous</i>	26	713
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	13	-
Felidae		
<i>Leopardus pardalis</i>	-	2
<i>Leopardus tigrinus</i>	-	2
<i>Puma concolor</i>	1	-
<i>Puma yagouaroundi</i>	-	2
Mephitidae		
<i>Conepatus amazonicus</i>	-	2
<i>Conepatus semistriatus</i>	1	-
Mustelidae		
<i>Eira barbara</i>	-	4
<i>Lontra longicaudis</i>	-	2
Procyonidae		
<i>Nasua nasua</i>	-	51
<i>Procyon cancrivorus</i>	5	77

<b>Cingulata</b>		
Chlamyphoridae		
<i>Cabassous unicinctus</i>	1	6
<i>Euphractus sexcinctus</i>	1,459	95
<i>Priodontes maximus</i>	1	1
Dasypodidae		
<i>Dasypus novemcinctus</i>	20	64
<i>Dasypus septemcinctus</i>	-	20
<i>Dasypus sp.</i>	-	14
<b>Pilosa</b>		
Bradyrodidae		
<i>Bradypus variegatus</i>	-	60
Megalonychidae		
<i>Choloepus didactylus</i>	-	1
Myrmecophagidae		
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	45	2
<i>Tamandua tetradactyla</i>	13	586
<b>Primates</b>		
Callitrichidae		
<i>Saguinus niger</i>	-	1
Cebidae		
<i>Saimiri collinsi</i>	-	1
<i>Sapajus apella</i>	-	2
<b>Rodentia</b>		
Caviidae		
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	-	115
Cuniculidae		
<i>Cuniculus paca</i>	-	20
Dasyproctidae		
<i>Dasyprocta leporina</i>	-	1
<i>Dasyprocta prymnolopha</i>	-	12
<i>Dasyprocta sp.</i>	-	3
Erethizontidae		
<i>Coendou prehensilis</i>	1	7
<i>Coendou sp.</i>	-	2
Total	1,950	1,885

431 Table S2.

<b>Mitigation targets</b>	<b>Percentage of fatalities in all hotspot segments</b>		<b>Percentage of the railway in all hotspot segments</b>	
	<b>ALL</b>	<b>MDEXC</b>	<b>ALL</b>	<b>MDEXC</b>
<i>Tapirus terrestris</i>	20.7%	23.0%	6.9%	2.5%
<i>Tayassu pecari</i>	62.2%	66.7%		



<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	26.7%	28.9%
MDEXC-MN dataset	32.0%	33.0%

432

433 Table S3.

Mitigation targets	Percentage of fatalities in all hotspot segments			Percentage of the railway in all hotspot segments		
	ALL	MDEXC	BDEXC	ALL	MDEXC	BDEXC
<i>Tamandua tetradactyla</i>	35.3%	33.8%	-			
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	65.2%	62.6%	65.2%			
<i>Euphractus sexcinctus</i>	37.9%	45.3%	37.9%			
<i>Procyon cancrivorus</i>	49.4%	45.5%	31.2%	9.5%	7.6%	4.0%
<i>Dasypus novemcinctus</i>	43.8%	42.2%	21.9%			
<i>Bradypus variegatus</i>	60.0%	56.7%	45.0%			
<i>Nasua nasua</i>	39.2%	51.0%	25.5%			
BDEXC-EFC dataset	49.1%	49.8%	39.2%			

434

## Considerações Finais

Os resultados dessa dissertação trazem contribuições muito importantes para a ecologia de ferrovias, visto que é uma área que surgiu recentemente, em termos de estudos, mas com diversos projetos de expansão da sua malha. Ambos capítulos fizeram parte de um objetivo pessoal mais geral, além dos objetivos específicos de cada capítulo, que era gerar conhecimento para lidar com problemas enfrentados no licenciamento ambiental desses empreendimentos. O monitoramento de fatalidades em ferrovias brasileiras gera um enorme acúmulo de dados, mas carece de análises que respondam a perguntas como: “qual a magnitude do impacto?” e “como diminuí-lo?”.

Conseguimos ilustrar a necessidade de considerar os dois principais erros associados à amostragem de carcaças nas estimativas de fatalidades de mamíferos de médio e grande porte em ferrovias. A eficiência do observador para encontrar carcaças disponíveis durante os monitoramentos de auto de linha foi muito baixa, enquanto a persistência das carcaças na área de estudo foi muito alta, especialmente se comparada aos valores de persistência já estimados para outros empreendimentos. A consideração desses resultados gerou uma estimativa de que mais que o dobro de animais observados morreram durante o período do estudo, sugerindo que as ferrovias causam um elevado número de fatalidades. O desenho amostral utilizado resultou em uma estimativa com baixa precisão, o que tornou possível identificar desafios a serem enfrentados na consideração desses erros e nos exigiu discutir alternativas para lidar com esses desafios.

Identificamos que a presença de espécies dominantes no banco de dados de fatalidades influencia a tomada de decisão no planejamento de mitigação. Com a comparação das proporções de fatalidades presentes em *hotspots* gerados a partir de diferentes conjuntos de dados, foi possível perceber que algumas espécies-alvo para mitigação teriam menos fatalidades mitigadas quando há uma espécie majoritariamente dominante nos registros. Isso nos permite pensar em alternativas de como melhorar o planejamento de mitigação para essas espécies-alvo, visto que em geral as espécies menos comuns nos dados são prioridades de conservação. Nossos resultados sugerem que diferentes avaliações devem ser realizadas com o intuito de reduzir ao máximo o número de fatalidades mitigando menores proporções de ferrovias.

Esperamos que os resultados obtidos aqui sejam utilizados como subsídios para a tomada de decisão no contexto do licenciamento ambiental, tanto nos projetos de construção de novas ferrovias, quanto nas renovações das licenças de operações das

infraestruturas já operantes. Objetivamos a utilização das abordagens desenvolvidas nessa dissertação em políticas públicas, como nos workshops que vêm sendo promovidos pelo NERF-UFRGS desde 2017 (reunindo órgão licenciador nacional, Ministério da Infraestrutura, consultores e concessionárias ferroviárias), com objetivo de qualificar os estudos de avaliação dos impactos das ferrovias no Brasil.

## Referências

- ASCENSÃO, F. et al. Beware that the lack of wildlife mortality records can mask a serious impact of linear infrastructures. **Global Ecology and Conservation**, v. 19, 2019.
- BARRIENTOS, R. et al. A review of searcher efficiency and carcass persistence in infrastructure-driven mortality assessment studies. **Biological Conservation**, v. 222, n. April, p. 146–153, 2018.
- BECKER, E.; GRAUVOGEL, C. **Relationship of reduced train speed on moose-train collisions in Alaska**Alces, 1991.
- BORDA-DE-ÁGUA, L. et al. Railway Ecology BT - Railway Ecology. In: BORDA-DE-ÁGUA, L. et al. (Eds.). . Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 3–9.
- BUDZIK, K. A.; BUDZIK, K. M. A preliminary report of amphibian mortality patterns on railways. **Acta Herpetologica**, v. 9, n. 1, p. 103–107, 1 jul. 2014.
- COELHO, I. P. et al. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. **Journal of environmental management**, v. 112, p. 17–26, 2012.
- DOFC, D. O. DA U. **Lei N° 9.605, de 12 de fevereiro de 1998**Publicada no DOFC de 13 de fevereiro de 1998, , 1998.
- DORNAS, R. A. P. et al. Strain by the train: Patterns of toad fatalities on a Brazilian Amazonian railroad. **Science of the Total Environment**, v. 660, p. 493–500, 2019.
- DORSEY, B.; OLSSON, M.; REW, L. J. Ecological Effects of Railways on Wildlife. In: VAN DER REE, R.; SMITH, D.; GRILO, C. (Eds.). . **Handbook of Road Ecology**. [s.l.] Wiley Blackwell West Sussex, 2015. p. 219–227.
- DOUGHERTY, R. R. **Hotspot Analysis of Wildlife Vehicle Collisions of BR-262, Mato Grosso do Sul, Brazil and recommendations for mitigation efforts**. [s.l.] Florida Atlantic University, 2015.
- DULAC, J. Global land transport infrastructure requirements. p. 54, 2013.
- FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. Effects of roads on animal abundance: An empirical review and synthesis. **Ecology and Society**, v. 14, n. 1, 2009.
- FENSOME, A. G.; MATHEWS, F. Roads and bats: a meta-analysis and review of the evidence on vehicle collisions and barrier effects. **Mammal Review**, v. 46, n. 4, p. 311–323, out. 2016.
- GONÇALVES, L. O. et al. Reptile road-kills in Southern Brazil: Composition, hot moments and hotspots. **Science of The Total Environment**, v. 615, p. 1438–1445, fev.

2018.

GUNSON, K.; TEIXEIRA, F. Z. Road-wildlife mitigation planning can be improved by identifying the patterns and processes associated. In: **Handbook of Road Ecology and ecology**. [s.l.] John Wiley & Sons, 2015. v. 101.

HILL, J. E.; DEVAULT, T. L.; BELANT, J. L. Cause-specific mortality of the world's terrestrial vertebrates. **Global Ecology and Biogeography**, v. 28, n. 5, p. 680–689, 30 maio 2019.

HUIJSER, M. P. et al. Cost-Benefit Analyses of Mitigation Measures Aimed at Reducing Collisions with Large Ungulates in the United States and Canada: a Decision Support Tool. **Ecology and Society**, v. 14, n. 2, p. art15, 2009.

KORNER-NIEVERGELT, F. et al. Mortality estimation from carcass searches using the R-package carcass — a tutorial. **Wildlife Biology**, v. 21, n. 1, p. 30–43, 2015.

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

MINISTÉRIO DA ECONOMIA. **Programa de Investimentos em Logística (Ferrovias) Planejamento, Desenvolvimento e Gestão**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<http://www.planejamento.gov.br/apresentacoes/apresentacoes-2015/ferrovias-pil2015/view>>. Acesso em: 20 ago. 2019.

NEWBOLD, T. et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, 1 abr. 2015.

PÉRON, G. et al. Estimation of bird and bat mortality at wind-power farms with superpopulation models. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 4, p. 902–911, 2013.

PONCE, C. et al. Carcass removal by scavengers and search accuracy affect bird mortality estimates at power lines. **Animal Conservation**, v. 13, n. 6, p. 603–612, 2010.

POPP, J. N.; BOYLE, S. P. Railway ecology: Underrepresented in science? **Basic and Applied Ecology**, v. 19, n. March, p. 84–93, 2017.

PROSSER, P.; NATTRASS, C.; PROSSER, C. Rate of removal of bird carcasses in arable farmland by predators and scavengers. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 71, n. 2, p. 601–608, 2008.

RECK, H.; SCHMÜSER, H. Railway mortality, more than a minor matter? **Faunistisch-ökologische Mitteilungen**, v. 10, p. 23–27, 2019.

RYTWINSKI, T. et al. How effective is road mitigation at reducing road-kill? A meta-analysis. **PLoS ONE**, v. 11, n. 11, p. 1–25, 2016.

- RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Why are some animal populations unaffected or positively affected by roads? **Oecologia**, v. 173, n. 3, p. 1143–1156, 2013.
- SANTOS, S. M.; CARVALHO, F.; MIRA, A. Current knowledge on wildlife mortality in railways. In: **Railway Ecology**. [s.l.] Springer, Cham, 2017. p. 11–22.
- SMITH, M. D.; KNAPP, A. K. Dominant species maintain ecosystem function. **Ecology Letters**, v. 6, p. 509–517, 2003.
- TEIXEIRA, F. Z. et al. Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. **Biological Conservation**, v. 157, p. 317–323, jan. 2013.