

IMPACTOS DE RODOVIAS NA MASTOFAUNA: ESPAÇO, TEMPO, ESTRUTURA VIÁRIA, PAISAGEM E GENÉTICA

HELIO KINAST CRUZ SECCO

Tese submetida ao programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade NUPEM, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais e Conservação.

Orientador

Dr. Pablo Rodrigues Gonçalves

Macaé - RJ

Julho de 2020

IMPACTOS DE RODOVIAS NA MASTOFAUNA: ESPAÇO, TEMPO, ESTRUTURA VIÁRIA, PAISAGEM E GENÉTICA

Helio Kinast Cruz Secco

Orientador: Pablo Rodrigues Gonçalves

Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade NUPEM, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais e Conservação.

Aprovado em: 31/07/2020

Banca Examinadora

Dr. Pablo Rodrigues Gonçalves (UFRJ)

Orientador

Dra. Ana Cristina Petry
Universidade Federal do Rio de Janeiro
Titular Interno

Dr. Yuri Luiz Reis Leite
Universidade Federal do Espírito Santo
Titular Externo

Dr. Carlos Ramón Ruiz-Miranda
Universidade Estadual do Norte Fluminense
Titular Externo

Dr. Fernando Ascensão
Universidade de Lisboa, Portugal
Titular Externo

AGRADECIMENTOS

Agradeço inicialmente ao estímulo que recebo continuamente da minha família, principalmente de meus pais, e de minha irmã mais nova e grande amiga Erica Secco. Além deles, meu enorme reconhecimento a minha carinhosa e amada companheira Camila Macedo, a qual foi uma incansável apoiadora dessa longa jornada nos últimos anos.

Agradeço ao meu orientador Dr. Pablo Gonçalves, o qual se tornou um amigo e um grande parceiro profissional, além de um exemplo particular do que é ser um professor e cientista dedicado diariamente a fazer cada dia melhor o seu trabalho. Obrigado pelo tratamento e atenção desde nossa primeira reunião, e por sempre demonstrar claramente sua confiança em meu desempenho como forma de incentivo.

Agradeço aos professores do NUPEM/UFRJ que tive a oportunidade de interagir dentro e fora de salas de aulas, principalmente aqueles que me permitiram ter um contato mais próximo e aprender um pouco mais com suas vivências, como no caso da Ana Petry, Fabio Di Dario, Carlos Barboza, Michael Mincarone, Maurício Molisani, além do nosso eterno benemérito da UFRJ Macaé, Francisco Esteves.

Agradeço imensamente ao Dr. Yuri Leite por ser tão cordial e disposto a contribuir com nosso projeto de pesquisa. Raramente me deparo com um acadêmico tão colaborativo, e desprovido de vaidades. Além de abraçar nosso projeto e abrir as portas do NGACB/UFES para as cruciais análises dos microssatélites, me permitiu ter uma comunicação fácil e direta para dúvidas e sugestões em cima dos resultados gerados sempre que precisei.

Além dos pesquisadores já mencionados, agradeço aos participantes desta banca de defesa de doutorado (titulares e suplentes), os quais muito me honram com suas contribuições.

Agradeço ao amigo de longa data Hudson Lemos, por ter me influenciado a tomar essa importante decisão de iniciar o doutorado em 2016, quando ainda morávamos sob o mesmo teto, e nossos debates científicos eram rotineiramente agregadores. Ao amigo Vitor Oliveira, parceiro de laboratório e de trabalho, minha gratidão por ter dividido seu tempo de bancada também com as minhas amostras enquanto eu estive trabalhando no Espírito Santo. Ao amigo e irmão que a vida me deu Luis Felipe Farina, agradeço por ser um confidente, apoiador, e conselheiro em diversas ocasiões nessa jornada, além de ter auxiliado nas análises espaciais e elaboração de mapas. Agradeço a Juliana Justino, tão atenciosa, bem-disposta e didática, pois sem a mesma, não seria possível aprender tão rapidamente as rotinas laboratoriais do NGACB, e processar todas minhas amostras.

Agradeço aos amigos Thiago Machado e Felipe Mayer, que foram os coordenadores mais prazerosos com quem já trabalhei em empresas. Cada um à sua maneira, me passaram

diferentes ensinamentos e me inspiraram a querer crescer profissionalmente em todos os aspectos. Obrigado por me apoiarem durante todo o tempo em que tive que me dividir entre o doutorado e as atribuições na empresa. Acredito que cumpri com a promessa de que a qualidade jamais seria afetada.

Agradeço ao amigo Marcello Guerreiro, por acreditar e fomentar que o trabalho desenvolvido na rodovia BR-101/RJ Norte não só podia, mas deveria ser engrandecido cientificamente, elevando o grau de exigência, tendo olhar crítico e construtivo com a qualidade dos dados coletados e analisados. Obrigado por corroborar minha opinião pessoal de que ser gestor não te impede de ser técnico e científico ao mesmo tempo.

Por último, agradeço aos amigos, discentes como eu, que me acompanharam mais de perto desde o início da caminhada nessa admirável instituição, e que deixaram suas contribuições em minha formação profissional e pessoal: Paula Catelani, Josias Machado, Rodrigo Gessulli, Allan Pozzobon, Lorena Agostinho, Stephane Batista, Carina Azevedo, Diego Gazono, Arthur Bauer, e Rodrigo Weber.

“Promessa que se cumpre que alimenta o mundo, olhos a exigir uma floresta”

Mário Cesariny

FICHA CATALOGRÁFICA

CIP - Catalogação na Publicação

S444i Secco, Helio Kinast Cruz
IMPACTOS DE RODOVIAS NA MASTOFAUNA: ESPAÇO,
TEMPO, ESTRUTURA VIÁRIA, PAISAGEM E GENÉTICA / Helio
Kinast Cruz Secco. -- Rio de Janeiro, 2020.
113 f.

Orientador: Pablo Rodrigues Gonçalves.
Tese (doutorado) - Universidade Federal do Rio
de Janeiro, Campus Macaé Professor Aloísio Teixeira,
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e
Conservação, 2020.

1. Ecologia de mamíferos. 2. Ecologia de
estradas. 3. Ecologia de transportes. 4. Genética
de populações. 5. Erethizontidae. I. Gonçalves, Pablo
Rodrigues, orient. II. Título.

Elaborado pelo Sistema de Geração Automática da UFRJ com os dados fornecidos
pelo(a) autor(a), sob a responsabilidade de Miguel Romeu Amorim Neto - CRB-7/6283.

Macaé - RJ
Julho de 2020

Impactos de rodovias na mastofauna: espaço, tempo, estrutura viária, paisagem e genética

Helio Kinast Cruz Secco

Orientador: Pablo Rodrigues Gonçalves

Resumo Geral da Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Campus UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais e Conservação.

Rodovias causam diferentes impactos sobre a fauna, particularmente quando extensas malhas viárias se instalam em regiões tropicais. Este estudo objetivou investigar respostas da mastofauna silvestre da Mata Atlântica do centro-norte do estado do Rio de Janeiro aos efeitos causados por rodovias, através da: i) caracterização da variação espaço-temporal dos atropelamentos de mamíferos silvestres na rodovia BR-101/RJ Norte por meio de grupos funcionais; ii) investigação de fatores determinantes as taxas de atropelamentos de ouriços-cacheiros (*Coendou spinosus*) durante o processo de duplicação do traçado da rodovia; iii) avaliação da diversidade e grau de estruturação geográfica e genética da população de ouriços-cacheiros impactada pela rodovia. As amostragens ocorreram entre os anos de 2013 e 2018 por meio do monitoramento mensal da fauna atropelada na rodovia. Análises espaço-temporais foram aplicadas ao estudo dos atropelamentos dos grupos funcionais para detectar “hotspots” e “hot moments” de fatalidade na rodovia. Modelos lineares generalizados mistos foram formulados para reconhecer as variáveis estruturais da rodovia que mais influenciam a taxa de atropelamento de ouriços-cacheiros antes, durante e depois de concluídas as obras de duplicação. Marcadores mitocondriais (d-loop) e nucleares (microsatélites) foram utilizados para estimar a diversidade e a conectividade das subpopulações de *C. spinosus* interceptadas pela rodovia. Os resultados indicaram que o padrão de atropelamentos dos grupos funcionais de mamíferos silvestres varia de forma temporalmente distinta, e espacialmente compreendem cinco hotspots distintos na rodovia. Como alguns destes são compartilhados por mais de um grupo, parecem focos ideais para medidas de mitigação. Durante a duplicação, os atropelamentos de ouriços-cacheiros foram mais afetados pela presença de barreiras divisórias entre pistas, distância linear total do traçado rodoviário, e número de pistas na rodovia. As duas primeiras variáveis contribuíram para o aumento da taxa de atropelamento, enquanto a última para a redução. Os marcadores genéticos sugerem que os ouriços-cacheiros expostos à rodovia constituem uma população panmítica, com elevado fluxo gênico entre subpopulações e elevada diversidade genética.

Palavras-chave: ecologia de estradas, atropelamento de fauna, duplicação rodoviária, grupos funcionais de mamíferos, ouriço-cacheiro, ecologia da paisagem, genética de populações.

ABSTRACT

Highways cause different direct and indirect impacts on fauna, mainly in the context of the extensive road network and tropical biodiversity. To understand Atlantic rainforest mammal species responses to road impacts in north-central of Rio de Janeiro state, the objectives of this study was: i) describe spatio-temporal variation in wild mammal roadkills in BR-101/RJ North road using functional groups approach; ii) evaluate significance variables to porcupine (*Coendou spinosus*) roadkill rate during dualling road process; iii) analyze diversity and genetic structuring level of *C. spinosus* population groupings, along landscape crossed by road. The data collect and biological samples used in this study occurred between 2013 and 2018, through month monitoring samplings of wildlife roadkill in the road. Spatio-temporal analysis were applied for functional groups roadkills study, aiming to show hotspots and hot moments. Mixed generalized linear models were constructed to recognize road structural variables with more influence porcupine roadkill rate before, during, and after dualling works conclusion. Mitochondrial (d-loop) and nuclear (microsatellites) markers were used to estimate diversity and gene flow among population groups groupings of *C. spinosus*, in contact with road tracks. Each functional mammal group vary particularly in space-time. Spatially, five hotspots in the road was confirmed, which some of them were shared among different groups, becoming ideal mitigation focuses. During dualling, porcupine roadkills were more affected by the concrete Jersey wall between traffic lanes, total linear distance of road lane, and number of lanes in the road. The first two variables have positive relation with roadkill rate, therefore, its raise produces an elevation on roadkills. The third variable have negative relation with the response variable, it means, its raise produces roadkill reduction. Genetic results reveal a panmictic population of *C. spinosus*, distributed along heterogeneous landscape in the study area, once high levels of genic flow and genetic diversity were confirmed among sampled individuals.

Key-words: road ecology, wildlife roadkills, duallind road, mammal functional groups, porcupines, landscape ecology, population genetics.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL E REFERENCIAL TEÓRICO.....	9
Referências Bibliográficas	17
OBJETIVO GERAL DA TESE	22
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	22
CAPÍTULO 1	23
Resumo	23
Introdução	24
Material e Métodos.....	26
Resultados	31
Discussão	38
Referências Bibliográficas	44
Apêndice I.....	53
Apêndice II.....	58
Apêndice III.	59
CAPÍTULO 2	60
Resumo	60
Introdução	61
Material e Métodos.....	62
Resultados	67
Discussão	72
Referências Bibliográficas	75
CAPÍTULO 3	78
Resumo	78
Introdução	79
Materiais e Métodos	81
Resultados	88
Discussão	96
Referências Bibliográficas	100
Apêndice I.....	107
Apêndice II.....	108
Apêndice III.	109
Apêndice IV.....	110
Apêndice V.....	111

Apêndice VI.....	112
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	113

INTRODUÇÃO GERAL E REFERENCIAL TEÓRICO

Rodovias são um modal de transporte extensivamente utilizado e cada vez mais expandido em todo o mundo nas últimas décadas (Forman et al. 2003). Devido a sua associação direta e/ou indireta ao desenvolvimento social e econômico, rodovias são vistas como uma infraestrutura de transporte prioritária para interligar os territórios e proporcionar autonomia de mobilidade às pessoas, apesar dos altos custos financeiros envolvidos e dos impactos ambientais acarretados (Forman & Alexander 1998; Karlson et al. 2014). Entretanto, dependendo suas características, como o projeto e a posição do traçado, os efeitos sociais e ambientais negativos da rodovia podem sobrepor os efeitos positivos com o passar do tempo (van der Ree et al. 2011). Portanto, avaliar e planejar os impactos esperados da expansão e construção de rodovias é de suma importância para se ponderar o custo-benefício em todos os aspectos relacionados (Laurance et al. 2014).

Um exemplo dessa sobreposição de interesses é a construção de pequenas estradas de terra em meio à floresta amazônica, com o propósito de conectar áreas remotas a centros urbanos e fomentar o comércio ao escoar mais facilmente matérias-primas e produtos mais facilmente, o que consequentemente contribui para o desmatamento da floresta (Fearnside & Graça 2006). Estudos também indicam que essas estradas de terra acabam servindo como porta de entrada para o avanço de grileiros, contribuindo para o aumento dos impactos antrópicos na região, com a consequente formação de novas estradas de terra, exploração ilegal e desordenada de recursos naturais através da caça e mineração por exemplo (Fearnside 2007; Laurance et al. 2009). Considerando que uma vez construídas, rodovias se tornam elementos perenes na paisagem, projetos mal elaborados podem levar a consequências sociais e ambientais severas no longo prazo (van der Ree et al. 2015).

No Brasil, entre 2007 e 2010, um plano de expansão e modernização da malha viária ampliou em 4731 e 365 km as malhas rodoviária e ferroviária, respectivamente. Para os próximos 30 anos, projetos governamentais pretendem adicionar mais 7.500 km de rodovia e 10.000 km de ferrovias (Bager et al. 2015). Esse panorama é confrontante com as exigências de licenciamento ambiental para empreendimentos desta magnitude, especialmente em regiões ambientalmente mais sensíveis. O governo federal vem facilitando cada vez mais os procedimentos necessários à obtenção das licenças de instalação, e em alguns casos abdicando do rigor sobre a qualidade dos estudos de impacto ambiental (Bager et al. 2015). Em contrapartida, a ecologia de estradas vem crescendo e se multiplicando como linha de pesquisa científica. Se observa a partir de 2010 um aumento significativo na frequência de publicações internacionais sobre o tema com brasileiros como autores, (e.g. Bager

& Rosa 2011; Caceres 2011; Hartmann et al. 2011; Oliveira Jr et al. 2011; Coelho et al. 2012; D’Anuniação et al. 2012; Freitas et al. 2012; Rosa & Bager 2012; Bager & Fontoura 2013; Teixeira et al. 2013; Ratton et al. 2014; Secco et al. 2014; Costa et al. 2015; Freitas et al. 2015, Teixeira et al. 2016, Ibisch et al. 2016, Ascensão et al. 2017). Porém, estudos que investigam o efeito barreira causado por rodovias ainda são extremamente escassos e o nível de conhecimento dessa linha de pesquisa para o Brasil é ainda incipiente (Bager et al. 2015).

O efeito barreira consiste na criação de um habitat não adequado a determinadas espécies, o que restringe ou inibe sua livre movimentação na área (van der Ree et al. 2015). Neste sentido, o número de pistas, largura da rodovia, tipo de pavimentação e volume do tráfego, podem intensificar o efeito barreira (Riley et al. 2006). O efeito barreira pode ocorrer de três formas principais: quando parte dos indivíduos de uma população tenta transpor a rodovia e é impedido devido a colisões com veículos; quando os indivíduos não apresentam repulsa ao habitat degradado associado às proximidades da rodovia, mas ao se depararem com a área aberta da rodovia e a superfície da pista desistem de atravessar e permanecem paralelamente às margens da rodovia; e quando os indivíduos apresentam repulsa ao habitat degradado antes mesmo de se aproximarem da rodovia propriamente dita (van der Ree et al. 2015).

A intensidade do efeito barreira sobre uma espécie depende das reações comportamentais em relação à presença da rodovia na paisagem (Jaeger et al. 2005). Uma espécie que apresenta repulsa à rodovia corre baixo risco de mortalidade por atropelamento. Por outro lado, a rodovia fragmenta populações que passam a ficar isoladas em manchas de habitat nas margens opostas e sujeitas aos efeitos deletérios da redução do tamanho populacional e à extinção local (Hanski & Ovaskainen 2002; Jaeger et al. 2005). Medidas que garantam a conectividade entre subpopulações possibilitam o intercâmbio de indivíduos e promovem dinâmicas metapopulacionais (Hanski & Ovaskainen 2003). Logo, e de acordo com os fundamentos da teoria de metapopulações (Hanski 1989), a persistência regional de espécies repelidas pela rodovia depende do êxito de alguns indivíduos na transposição da barreira por meio de travessias bem-sucedidas, mesmo que de forma ocasional.

Embora estudos recentes demonstrem que as rodovias tendem a reduzir a conectividade funcional do habitat (Holderegger & Di Giulio 2010), o efeito negativo das rodovias sobre a diversidade genética de populações em seu entorno ainda não está claramente elucidado. No estudo pioneiro de Riley et al. (2006), os deslocamentos dos indivíduos foram monitorados e a similaridade genética estimada em populações dos carnívoros *Canis latrans* e *Lynx rufus* em habitats fragmentados por rodovias, através da radiotelemetria e do genoma dos indivíduos que cruzaram a rodovia de uma margem à outra. De acordo com esses autores, nos sete anos do estudo, até 32% dos indivíduos monitorados transpuseram a barreira e dispersaram até a outra margem. Entretanto, o isolamento genético manteve a população de uma margem divergindo geneticamente da que estava presente na

outra margem, o que pode ser explicado pela falta de sucesso reprodutivo por parte desses indivíduos migrantes, ou pela limitação do tempo observado de estudo que ainda não foi capaz de detectar as consequências genéticas dessa taxa de migração entre as populações. Nesse caso, a rodovia atuou como um filtro à dispersão dos indivíduos, que apesar de completarem sua migração para outras populações, pouco contribuem para a homogeneização genética entre elas.

Em outro estudo análogo realizado por 20 anos na França, o anfíbio *Rana dalmatina* foi empregado como modelo na avaliação do grau de variabilidade genética entre populações vivendo a mais de 550 m de distância da rodovia mais próxima e distantes em média de 17 km umas das outras (não fragmentadas por rodovias) e populações vivendo a menos de 180 m de distância da rodovia mais próxima, porém separadas por uma distância média de 32 km umas das outras (fragmentadas por rodovias). A riqueza alélica das populações fragmentadas por rodovias foi significativamente menor quando comparada à de populações não fragmentadas por rodovias, sendo a espécie corriqueiramente atropelada aquela cujas manchas de habitat eram atravessadas por rodovias (Lesbarreres et al. 2006). Os autores concluíram que as rodovias atuavam reduzindo tanto o tamanho das populações devido à mortalidade por atropelamento, como a diversidade genética e o polimorfismo localmente, como resultado de muitas gerações sob influência do isolamento geográfico e da deriva genética. Em uma revisão sobre o tema, Holderegger & Di Giulio (2010) argumentam que a maioria das rodovias do mundo foi construída há poucas décadas e que apesar das poucas gerações desde as construções, os efeitos negativos sobre a diversidade genética das populações animais corrobora o potencial deletério das rodovias sobre diferentes espécies e a real necessidade de implementar o quanto antes medidas de mitigação a este impacto.

As mudanças de variabilidade genética populacional de uma espécie em resposta a mudanças na paisagem podem ser avaliadas a partir de uma abordagem conjunta entre genética de populações e ecologia da paisagem, o que subsidiou o surgimento da genética da paisagem como uma nova área do conhecimento, principalmente nos últimos 15 anos (Manel et al. 2003; Holderegger & Wagner 2006; Storfer et al. 2010; Manel & Holderegger 2013). Essa disciplina pretende auxiliar no entendimento de como os processos microevolutivos são influenciados por características naturais e antropogênicas da paisagem (Sork & Waits 2010). Uma série de métodos genéticos já foram utilizados para estimar as taxas de dispersão de uma espécie na paisagem ou o grau de isolamento de uma população através de sua diversidade genética (e.g. Castric et al. 2001; Hale et al. 2001; Coulon et al. 2004).

Com a finalidade de integrar a análise genética à uma perspectiva da paisagem, o estudo deve ser delineado atendendo a alguns pressupostos e etapas metodológicas que servirão para atender aos objetivos almejados. Neste sentido, Hall & Beissinger (2014) propõem que após a definição dos objetivos relacionados à genética da paisagem (ex: avaliar vulnerabilidade das populações), o

segundo passo seria definir a escala espaço-temporal que se pretende trabalhar na análise (ex: escala regional e o tempo de existência da rodovia), e tendo isso em vista, propor um delineamento amostral para acesso às amostras e dados espaciais condizente com este propósito (ex: distribuição espacial das amostras, número de indivíduos amostrados, definição das variáveis da paisagem pertinentes). Para isso, aspectos relativos à história de vida e dados demográficos da espécie alvo devem ser levados em conta (ex: comportamento reprodutivo, área de vida, habitat preferencial). Etapas seguintes devem definir o marcador genético adequado (ex: microssatélites, marcadores mitocondriais) e analisar os dados genéticos (ex: parâmetros de diversidade genética, fluxo gênico, tamanho populacional efetivo). Por último, deve-se acessar os dados da paisagem (ex: representatividade de variáveis da paisagem, distância euclidiana entre os pontos amostrais) e integrá-los aos dados genéticos (ex: matriz de distância espacial e genética entre os registros de modo a agrupar os mais próximos entre si).

O isolamento geográfico de uma população pode ser detectado através de análises de diferenciação genética interpopulacional (Rousset 1997). A interação entre a distância genética e a geográfica permite testar modelos demográficos e inferir sobre a estrutura geográfica de uma espécie (Hardy & Vekemans 1999; Rousset 2000). De acordo com Balkenhol & Waits (2009), existe um grande potencial de aplicações que podem ser aproveitadas para acessar diferentes efeitos causados por rodovias sobre componentes da biodiversidade. Recomendam-se diferentes aplicações de técnicas moleculares em função do objetivo do estudo. Para estimar a diversidade genética e tamanho efetivo de populações específicas, pode-se utilizar parâmetros tais como a riqueza e diversidade haplotípica, riqueza alélica, diversidade nucleotídica e a heterozigosidade. Para estimar a estrutura geográfica das populações, recomenda-se o uso de estimadores comparativos de diferenciação genética tais como o *F_{st}*, análises de agrupamento, análises baseadas em distâncias genéticas entre indivíduos e análises filogeográficas (Hutchison & Templeton 1999). O fluxo gênico entre populações pode ser aproximado a partir da interpretação dos valores de diferenciação genética populacional (*F_{st}*), que possui relação com o número de migrantes efetivos (*N_m*) e com o tamanho populacional genético efetivo (*N_e*) (Balkenhol & Waits 2009). Embora a genética da paisagem seja promissora para diversos estudos de impacto ambiental, essa abordagem ainda tem sido pouco aplicada ao contexto de rodovias, e nenhum estudo em território brasileiro foi conduzido até o momento.

Com 4650 km de extensão majoritariamente próxima da costa brasileira, ligando os estados do Rio Grande do Sul e Rio Grande do Norte, a BR-101 é a maior rodovia federal do Brasil. Alguns de seus trechos passaram a ser administrados por empresas privadas de gestão rodoviária por meio de concessões promulgadas pelo Governo Federal, enquanto outros trechos permanecem até hoje sob administração pública. Dentre os trechos concessionados, alguns deles encontram-se em um processo recente de implementação de uma série de medidas dedicadas à mitigação do atropelamento de fauna

silvestre, decorrente das condicionantes de licenciamento ambiental para obras de duplicação e expansão.

Neste contexto, diferentes subtrechos da rodovia BR-101/RJ Norte sob concessão da empresa Arteris Fluminense foram duplicados recentemente (entre os km 84 e 144, de 2012 a 2017; e a maior parte entre os km 190 e 261, de 2014 até 2018). Espera-se que as características estruturais desses subtrechos se alterem, como por exemplo, devido ao aumento da largura, número de pistas, e a instalação de divisórias entre pistas de sentidos contrários. Portanto, o tráfego médio de veículos e a velocidade média de deslocamento tendem a aumentar, o que inicialmente elevará a taxa de mortalidade da maioria das espécies silvestres em decorrência dos atropelamentos, caso não haja uma eficiente estratégia de mitigação (Seiler et al. 2001; Langevelde & Jaarsma 2004; 2009; Alexander et al. 2005).

O subtrecho do km 190 ao km 261, está em contato com as Reservas Biológicas União e Poço das Antas, além de estar totalmente inserido dentro da APA do Mico-Leão-Dourado (área dotada das maiores densidades populacionais da espécie ameaçada de extinção *Leontopithecus rosalia*). Estas características o fizeram receber evidente atenção durante o licenciamento das obras de duplicação. As condicionantes do exigidas pelo IBAMA, propiciaram a instalação de 35 passagens de fauna (incluindo 1 viaduto vegetado próximo à Rebio Poço das Antas, 10 passagens aéreas copa-a-copa, 15 passagens subterrâneas, 9 passagens adaptadas sob vãos de pontes) associadas a cercas de proteção (Figura 1), iniciadas em novembro de 2018 e com previsão de estarem 100% concluídas até o final de 2020, o que conferirá a esse segmento de 71km uma escala inédita de medidas de mitigação para o atropelamento de fauna no Brasil.

Apesar de pouco estudado e raramente capturado em inventários faunísticos na região, o ouriço-cacheiro *Coendou spinosus* é uma das espécies de mamíferos mais acometidas por atropelamentos na BR-101/RJ Norte, em especial no trecho compreendido entre o km 84 e o km 144. Os ouriços-cacheiros são roedores arborícolas de médio porte, de hábitos noturnos, dotados de pelos modificados em espinhos (Voss 2015). Na família Erethizontidae, o gênero *Coendou* abrange o maior número de espécies atualmente (Caldara Junior 2013). A espécie que ocorre na região de estudo é denominada atualmente como *Coendou spinosus* (Figura 2), ainda que haja discussões científicas em aberto acerca da subdivisão de *Coendou* em dois gêneros (*Coendou* e *Sphiggurus*) e sobre a validade de algumas espécies (Voss 2011).



Figura 1. Exemplos de passagens de fauna implementadas na rodovia BR-101/RJ Norte, viaduto vegetado no km 218,400, copa-a-copa no km 195,500, e subterrânea no km 220,120 (Créditos: Helio Secco e Anderson Nunes).



Figura 2. Espécimes de ouriço-cacheiro (*Coendou spinosus*) em vida livre em áreas costeiras de Mata Atlântica no centro-norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil (Créditos: Daniel Almada e Carlos Henrique Nogueira).

As espécies de ouriço-cacheiro de menor porte do leste brasileiro, com espinhos cobertos por pelos alongados, são as que tiveram maiores debates quanto às suas classificações taxonômicas (e.g. Moojen 1952; Cabrera 1961; Emmons & Feer 1997; Voss et al. 1997; Bonvicino et al. 2002) e que são normalmente mais difíceis de se identificar por caracteres externos (Caldara Júnior & Leite 2012). Anteriormente, Woods & Kilpatrick (2005) propunham uma distinção entre *Coendou villosus* e *C. spinosus* como espécies independentes, até que Voss (2011) reviu a taxonomia do gênero e estabeleceu o arranjo taxonômico mais aceito atualmente. O autor validou 13 espécies distintas de ouriços-cacheiros, classificando-as em um único gênero *Coendou*, de modo que *Coendou villosus* passou a ser sinônimo de *Coendou spinosus*. Mais recentemente, Caldara Júnior & Leite (2012) propuseram a divisão do gênero *Coendou* do leste brasileiro em três grupos taxonômicos, tendo como base características morfológicas diagnósticas. Apesar de constatarem uma ampla variação fenotípica na pelagem e nos espinhos dos espécimes oriundos desde a Bahia até o Rio Grande do Sul, Caldara Júnior & Leite (2012) reconheceram somente duas espécies divididas em três grupos estruturados geograficamente e diagnosticáveis principalmente pela pelagem. Desta forma, o grupo mais ao norte da distribuição (Bahia até a porção média do Espírito Santo) foi considerado *Coendou insidiosus*, o grupo na parte central da distribuição (porção média do Espírito Santo até o início do Rio Grande do Sul e leste de Minas Gerais) foi considerado *Coendou spinosus*, assim como o grupo do extremo sul da distribuição (nordeste de São Paulo até o Rio Grande do Sul). Posteriormente, Pontes et al. (2013) não reconstituíram *C. spinosus* e *C. insidiosus* como dois grupos reciprocamente monofiléticos, favorecendo a interpretação de que *insidiosus* poderia ser um sinônimo de *spinosus*, ou distinta apenas em nível subspecífico. De qualquer modo, a espécie de ouriço-cacheiro atualmente válida para a região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro é *Coendou spinosus*.

Na rodovia BR-101/RJ Norte, ocorrem dezenas de atropelamentos de ouriços-cacheiros (*Coendou spinosus*) anualmente, entre outras espécies. A rodovia serve como um grande “transecto linear amostral” sobre a região, amostrando espécimes desta espécie ao longo de uma grande faixa territorial no estado do Rio de Janeiro, passando por um longo gradiente heterogêneo de paisagem. Adicionado a este panorama, o cenário de modificação das características da rodovia em função das obras de duplicação, proporciona uma rara oportunidade para se investigar seus efeitos sobre a dinâmica de atropelamentos da mastofauna local.

Diante de aspectos relacionados à ecologia da paisagem, à ecologia de estradas e à genética de populações, a contextualização deste estudo se mostra interdisciplinar e inovadora no cenário nacional. Também apresenta caráter notadamente conservacionista, por dedicar dois capítulos a uma espécie de roedor arborícola de médio porte, ainda pouco estudada e que pode estar sofrendo os efeitos deletérios da fragmentação da paisagem, incluindo a presença da malha rodoviária e sua duplicação. Desse modo, os resultados encontrados poderão subsidiar a tomada de decisões quanto à adoção de medidas de mitigação, servindo como modelo de estudo pioneiro para outras paisagens cortadas por rodovias de contexto semelhante no Brasil.

Assim, a tese foi organizada em três capítulos, em formato de manuscritos, para posterior publicação científica. O primeiro avalia padrões espaço-temporais dos atropelamentos de mamíferos silvestres de médio e grande porte por uma abordagem de agrupamentos funcionais. O segundo utiliza o ouriço-cacheiro *Coendou spinosus*, como modelo de estudo, para modelar os efeitos de características estruturais da rodovia nos atropelamentos dessa espécie antes, durante, e depois das obras de duplicação das pistas. O terceiro se propõe a analisar a diversidade e estruturação genética de subpopulações de *Coendou spinosus*, distribuídas no entorno de cinco trechos contínuos ao longo da rodovia BR-101/RJ Norte.

Referências Bibliográficas

- ALEXANDER, S. M.; WATERS, N. M.; PAQUET, P. C. 2005. Traffic volume and highway permeability for a mammalian community in the Canadian Rocky Mountains. *The Canadian Geographer*, 49(4), 321-331.
- ASCENSÃO, F., LUCAS, P. S., COSTA, A., & BAGER, A. 2017. The effect of roads on edge permeability and movement patterns for small mammals: a case study with Montane Akodont. *Landscape Ecology*, 32(4), 781-790.
- BAGER, A.; BORGHI, C. E.; SECCO, H. The influence of economics, politics and environment on road ecology in South America. *Handbook of Road Ecology*, John Wiley & Sons. p. 407, 2015.
- BAGER, A.; FONTOURA, V. 2013. Evaluation of the effectiveness of a wildlife roadkill mitigation system in wetland habitat. *Ecological Engineering*, 53, 31-38.
- BAGER, A.; ROSA, C. A. 2011. Influence of sampling effort on the estimated richness of road-killed vertebrate wildlife. *Environmental Management*, 47(5), 851-858.
- BALKENHOL, N.; WAITS, L. P. 2009. Molecular road ecology: exploring the potential of genetics for investigating transportation impacts on wildlife. *Molecular Ecology*, 18(20), 4151-4164.
- BONVICINO, C. R.; PENNA-FIRME, V.; BRAGGIO, E. 2002. Molecular and karyologic evidence of the taxonomic status of *Coendou* and *Sphiggurus* (Rodentia: Hystricognathi). *Journal of Mammalogy*, 83(4), 1071-1076.
- CABRERA, A. 1961. Catálogo de los mamíferos de América del Sur.
- CACERES, N. C. 2011. Biological characteristics influence mammal road kill in an Atlantic Forest–Cerrado interface in south-western Brazil. *Italian Journal of Zoology*, 78(3), 379-389.
- CALDARA JUNIOR, V. 2013. Filogenia e evolução de ouriços-cacheiros (Rodentia: Erethizontidae). Tese de Doutorado, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, Espírito Santo.
- CALDARA JUNIOR, V.; LEITE, Y. L. R. 2012. Geographic variation in hairy dwarf porcupines of *Coendou* from eastern Brazil (Mammalia: Erethizontidae). *Zoologia (Curitiba)*, 29(4), 318-336.
- CASTRIC, V.; BONNEY, F.; BERNATCHEZ, L. 2001. Landscape structure and hierarchical genetic diversity in the brook charr, *Salvelinus fontinalis*. *Evolution*, 55(5), 1016-1028.
- COELHO, I. P., TEIXEIRA, F. Z., COLOMBO, P., COELHO, A. V. P., & KINDEL, A. 2012. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Environmental Management*, 112, 17-26.
- COSTA, A. S.; ASCENSAO, F.; BAGER, A. 2015. Mixed sampling protocols improve the cost-effectiveness of roadkill surveys. *Biodiversity and Conservation*, 24(12), 2953-2965.
- COULON, A., COSSON, J. F., ANGIBAULT, J. M., CARGNELUTTI, B., GALAN, M., MORELLET, N., & HEWISON, A. J. M. 2004. Landscape connectivity influences gene flow in a

roe deer population inhabiting a fragmented landscape: an individual-based approach. *Molecular Ecology*, 13(9), 2841-2850.

D'ANUNCIACÃO, P. E. R., LUCAS, P. S., SILVA, V. X., & BAGER, A. 2013. Road ecology and Neotropical amphibians: contributions for future studies. *Acta Herpetologica*, 8(2), 129.

EMMONS, L. H.; FEER, F. 1997. Monkeys (primates). *Neotropical Rainforest Mammals, A Field Guide*, p. 105-145.

FAHRIG, L.; RYTWINSKI, T. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14(1), 21.

FEARNSIDE, P. M., & DE ALENCASTRO GRAÇA, P. M. L. 2006. BR-319: Brazil's Manaus-Porto Velho Highway and the potential impact of linking the arc of deforestation to central Amazonia. *Environmental Management*, 38(5), 705-716.

FEARNSIDE, P. M. 2007. Brazil's Cuiabá-Santarém (BR-163) highway: the environmental cost of paving a soybean corridor through the Amazon. *Environmental Management*, 39(5), 601.

FORMAN, R. T. T. 2003. *Road ecology: science and solutions*. Island Press.

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

FREITAS, S. R., ALEXANDRINO, M. M., PARDINI, R., & METZGER, J. P. 2012. A model of road effect using line integrals and a test of the performance of two new road indices using the distribution of small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Ecological Modelling*, 247, 64-70.

FREITAS, C. H.; JUSTINO, C. S.; SETZ, E. Z. F. 2015. Road-kills of the giant anteater in southeastern Brazil: 10 years monitoring spatial and temporal determinants. *Wildlife Research*, 41(8), 673-680.

HALE, M. L., LURZ, P. W., SHIRLEY, M. D., RUSHTON, S., FULLER, R. M., & WOLFF, K. 2001. Impact of landscape management on the genetic structure of red squirrel populations. *Science*, 293(5538), 2246-2248.

HALL, L. A.; BEISSINGER, S. R. 2014. A practical toolbox for design and analysis of landscape genetics studies. *Landscape Ecology*, 29(9), 1487-1504.

HARDY, O. J.; VEKEMANS, X. 1999. Isolation by distance in a continuous population: reconciliation between spatial autocorrelation analysis and population genetics models. *Heredity*, 83(2), 145-154.

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

HANSKI, I. 1989. Metapopulation dynamics: does it help to have more of the same? *Trends in Ecology & Evolution*, 4(4), 113-114.

- HANSKI, I.; OVASKAINEN, O. 2002. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology*, 16(3), 666-673.
- HANSKI, I.; OVASKAINEN, O. 2003. Metapopulation theory for fragmented landscapes. *Theoretical Population Biology*, 64(1), 119-127.
- HOLDEREGGER, R.; WAGNER, H. H. 2006. A brief guide to landscape genetics. *Landscape Ecology*, 21(6), 793-796.
- HOLDEREGGER, R.; DI GIULIO, M. 2010. The genetic effects of roads: a review of empirical evidence. *Basic and Applied Ecology*, 11(6), 522-531.
- HUTCHISON, D. W., & TEMPLETON, A. R. 1999. Correlation of pairwise genetic and geographic distance measures: inferring the relative influences of gene flow and drift on the distribution of genetic variability. *Evolution*, 53(6), 1898-1914.
- IBISCH, P. L., HOFFMANN, M. T., KREFT, S., PE'ER, G., KATI, V., BIBER-FREUDENBERGER, L., & SELVA, N. 2016. A global map of roadless areas and their conservation status. *Science*, 354(6318), 1423-1427.
- JACKSON, N. D.; FAHRIG, L. 2011. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation*, 144(12), 3143-3148.
- JAEGER, J. A., BOWMAN, J., BRENNAN, J., FAHRIG, L., BERT, D., BOUCHARD, J., & VON TOSCHANOWITZ, K. T. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185(2-4), 329-348.
- KARLSON, M.; MÖRTBERG, U.; BALFORS, B. 2014. Road ecology in environmental impact assessment. *Environmental impact assessment review*, v. 48, 10-19.
- LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12), 659-669.
- LESBARRÈRES, D., PRIMMER, C. R., LODÉ, T., & MERILÄ, J. 2006. The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Rana dalmatina* populations. *Ecoscience*, 13(4), 531-538.
- LAURANCE, W. F., CLEMENTS, G. R., SLOAN, S., O'CONNELL, C. S., MUELLER, N. D., GOOSEM, M., & VAN DER REE, R. 2014. A global strategy for road building. *Nature*, 513(7517), 229-232.
- MANEL, S.; HOLDEREGGER, R. 2013. Ten years of landscape genetics. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(10), 614-621.
- MOOJEN, J. 1952. *Os roedores do Brasil*. Rio de Janeiro: Instituto Nacional do Livro.
- OLIVEIRA, P. R. R.; ALBERTS, C. C.; FRANCISCO, M. R. 2011. Impact of road clearings on the movements of three understory insectivorous bird species in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 43(5), 628-632, 2011.

- RATTON, P.; SECCO, H.; ROSA, C. A. 2014. Carcass permanency time and its implications to the roadkill data. *European journal of wildlife research*, 60 (3), 543-546.
- RILEY, S. P., POLLINGER, J. P., SAUVAJOT, R. M., YORK, E. C., BROMLEY, C., FULLER, T. K., & WAYNE, R. K. 2006. FAST-TRACK: A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology*, 15(7), 1733-1741.
- ROSA, C. A. & BAGER, A. 2012 Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. *Journal of Environmental Management*, 97, 1-5.
- ROUSSET, F. 1997. Genetic differentiation and estimation of gene flow from F-statistics under isolation by distance. *Genetics*, 145(4), 1219-1228.
- ROUSSET, F. 2000. Genetic differentiation between individuals. *Journal Evolutionary Biology*, 13, 58-62.
- SECCO, H., RATTON, P., CASTRO, E., DA LUCAS, P. S., & BAGER, A. 2014. Intentional snake road-kill: a case study using fake snakes on a Brazilian road. *Tropical Conservation Science*, 7(3), 561-571.
- SEILER, A. 2001. Ecological effects of roads: a review. *Introductory Research Essay*, 9, 1-40.
- SORK, V. L.; WAITS, L. 2010. Contributions of landscape genetics—approaches, insights, and future potential. *Molecular Ecology*, 19(17), 3489-3495.
- STORFER, A., MURPHY, M. A., SPEAR, S. F., HOLDEREGGER, R., & WAITS, L. P. 2010. Landscape genetics: where are we now? *Molecular Ecology*, 19(17), 3496-3514.
- TEIXEIRA, F. Z., COELHO, A. V. P., ESPERANDIO, I. B., & KINDEL, A. 2013. Vertebrate road mortality estimates: effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation*, 157, 317-323.
- TEIXEIRA, F. Z., COELHO, I. P., LAUXEN, M., ESPERANDIO, I. B., HARTZ, S. M., & KINDEL, A. 2016. The need to improve and integrate science and environmental licensing to mitigate wildlife mortality on roads in Brazil, *Tropical Conservation Science*, 34-42
- VAN DER REE, R., JAEGER, J. A., VAN DER GRIFT, E. A., & CLEVINGER, A. P. 2011. Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving toward larger scales. *Ecology and society*, 16(1).
- VAN DER REE, R.; SMITH, D. J.; GRILO, C. 2015. The Ecological Effects of Linear Infrastructure and Traffic. *Handbook of Road Ecology*, John Wiley & Sons. p. 1-9.
- VAN LANGEVELDE, F.; JAARSMA, C. F. 2004. Using traffic flow theory to model traffic mortality in mammals. *Landscape Ecology*, 19(8), 895-907.
- VAN LANGEVELDE, F.; JAARSMA, C. F. 2009. Modeling the effect of traffic calming on local animal population persistence. *Ecology and Society*, 14(2), 39.

- VOSS, R. S., & ANGERMANN, R. 1997. Revisionary notes on neotropical porcupines (Rodentia, Erethizontidae). 1, Type material described by Olfers (1818) and Kuhl (1820) in the Berlin Zoological Museum. American Museum novitates; no. 3214.
- VOSS, R. S. 2015. Superfamily Erethizontoidea Bonaparte, 1845. In: (J.L. Patton, U.F.J. Pardiñas and G. D'Elía, eds.) Mammals of South America, Volume 2: Rodents. The University of Chicago Press, Chicago and London. pp. 786–805.
- VOSS, R. S. 2011. Revisionary notes on Neotropical porcupines (Rodentia: Erethizontidae) 3. An annotated checklist of the species of *Coendou* Lacépède, 1799. American Museum Novitates, n. 3720, p. 1-36.
- WOODS, C. A.; KILPATRICK, C. W. 2005. Infraorder Hystricognathi. 1538–1600. Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference. Wilson, DE and DM Reeder, editors. 3rd ed. Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland.

OBJETIVO GERAL DA TESE

Demonstrar o panorama geral da mastofauna silvestre acometida por atropelamentos na rodovia BR-101/RJ Norte, e avaliar com as características da rodovia, e da paisagem influenciam da dinâmica de atropelamentos e diversidade genética de ouriços-cacheiros (*Coendou spinosus*) como modelo de estudo.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Analisar espaço-temporalmente os atropelamentos de diferentes táxons de mamíferos agrupados por grupos funcionais baseados em mobilidade e sensibilidade ambiental, de modo a identificar áreas prioritárias da rodovia para planos estratégicos de mitigação (CAPÍTULO 1).
- b) Elucidar como características da rodovia, modificadas ao longo do tempo devido às obras de duplicação, influenciam na variação espaço-temporal da taxa de atropelamento dos ouriços-cacheiros (CAPÍTULO 2).
- c) Descrever os padrões de diversidade e estruturação genética de agrupamentos populacionais de ouriço-cacheiro presentes em diferentes paisagens cortadas pela rodovia (CAPÍTULO 3).

CAPÍTULO 1

Diferenças na variação espaço-temporal dos atropelamentos de grupos funcionais de mamíferos silvestres

Resumo

O atropelamento de fauna em rodovias de todo o mundo é uma das principais causas de declínio populacional em espécies acometidas por este tipo de impacto. Avaliar a dinâmica espacial e temporal que os eventos de atropelamento ocorrem é essencial para a gestão rodoviária, visando conciliar preservação ambiental e segurança viária. O objetivo do presente estudo é analisar espaço-temporalmente os registros da mastofauna silvestre atropelada, através de uma abordagem que considera as diferenças de funções e características ecológicas das espécies. As espécies registradas na rodovia BR-101/RJ Norte entre outubro/2014 e setembro/2018 foram agrupadas em três grupos funcionais no que se refere à sensibilidade aos distúrbios antrópicos no ambiente e à capacidade de movimento: “especialistas de baixa mobilidade” (LMS), “generalistas de baixa mobilidade” (LMG), e “generalistas de alta mobilidade” (HMG). Os registros foram estratificados mensalmente, e por estações climáticas como número de indivíduos atropelados/km/dia de monitoramento, o que possibilitou análises de variância a fim de detectar possíveis períodos em que os atropelamentos são mais numerosos na rodovia (hot moments). Para comparação do padrão espacial entre os grupos funcionais, mapeou-se os pontos de maior concentração de registros na rodovia (hotspots). O grau de dependência de áreas florestais também foi avaliado por meio da comparação das distâncias lineares entre os pontos de atropelamentos de cada grupo funcional e os fragmentos florestais com área mínima de 10 hectares mais próximos da rodovia. Os resultados demonstram que as taxas de atropelamento variaram de forma distinta para cada grupo funcional ao longo dos meses, mas nenhuma delas apresentou sazonalidade associada às estações climáticas. No percurso dos 322 km da rodovia, foram detectados cinco “hotspots” nos Km 87, Km 115-120, Km 189, Km 240, Km 250, sendo três exclusivos de grupos funcionais (LMS: Km 115-120, Km 189; LMG: Km 240), um comum a dois grupos (LMS e LMG: Km 87), e um exclusivo do agrupamento geral de todas as espécies (Km 250). Os três grupos não variaram significativamente no grau de dependência à fragmentos florestais, apresentando grande variância intra-grupal nas distâncias entre os locais de ocorrência e manchas florestais. O presente estudo traz uma abordagem pouco utilizada em estudos de ecologia de estradas para analisar a dinâmica de atropelamentos da fauna silvestre, atribuindo maior importância às características ecológicas do que às características taxonômicas, normalmente utilizadas para identificar padrões espaciais e temporais. A implementação de medidas mitigadoras

orientadas por esta abordagem favorece a conservação de uma gama maior de funções ecológicas essenciais à integridade das comunidades de mamíferos.

Palavras-chave: road ecology, wildlife–vehicle collisions, functional ecology, hotspots, hot moments.

Introdução

As colisões de veículos com animais representam o principal, e mais deletério, impacto de rodovias sobre a biodiversidade, por se tratar de um processo que acarreta na redução direta de populações naturais (Fahrig & Rytwinski 2009). Estima-se que no Brasil morram atropelados mais de 475 milhões de animais silvestres anualmente, sendo 10% desse total, representado por médios e grandes mamíferos (CBEE 2019). Por terem carcaças que persistem por mais tempo na rodovia (Barrientos et al. 2018), e por serem de mais fácil detecção (Teixeira et al. 2013a), espécies de mamíferos de maior porte são normalmente as mais estudadas em relação ao efeito dos atropelamentos em rodovias (Malo et al. 2004, Seiler 2005, Huijser et al. 2013, Clevenger et al. 2015).

A maioria das medidas mitigação (ex: design das estruturas de passagens de fauna) focam em espécies de mamíferos silvestres de maior porte, seguindo modelos de países europeus e norte-americanos em Ecologia de Estradas, tais como Canadá e Estados Unidos (Huijser et al. 2009). Nestes, as colisões com a mastofauna de grande porte causam elevados prejuízos às administrações rodoviárias com atendimento médico, manutenção viária, e indenizações financeiras a motoristas (Clevenger & Waltho 2000, Hedlund et al. 2004, Clevenger & Huijser 2011). Todavia, além da diversidade de mamíferos Neotropicais diferir profundamente da mastofauna de regiões temperadas, a variedade de espécies de médio e pequeno portes sujeitas a atropelamentos é maior em rodovias brasileiras (Costa et al. 2005). As peculiaridades da mastofauna neotropical fazem com que as soluções adotadas em países pioneiros no estudo desses impactos de rodovias sobre a fauna não possam ser importadas e aplicadas de forma idêntica, uma vez que as espécies e seus requisitos ecológicos são distintos. Para subsidiar o design e aprimoramento das medidas de mitigação voltadas para sua própria fauna, o Brasil ainda necessita de estudos de longo-prazo, que acumulem grande volume de registros de mamíferos, independentemente do tamanho corporal das espécies afetadas, de modo a permitir interpretação de seus respectivos padrões espaço-temporais de mortalidade.

O mapeamento de segmentos da rodovia (“hotspots”) ou períodos de tempo (“hot moments”) que concentram maior número de colisões, através da análise de agregação de atropelamentos, é uma ferramenta analítica essencial para traçar estratégias de mitigação, uma vez que as espécies tendem a formar padrões espaço-temporais de agregação de acidentes com veículos (Grilo et al. 2009, Gunson

et al. 2011, Morelle et al. 2013). Utilizar estes indicadores aumentam a efetividade das medidas mitigatórias, haja visto o alto custo financeiro envolvido na implantação e manutenção das mesmas (van der Grift et al. 2013, van der Ree et al. 2015). Logo, tendem a ser mais assertivas quando as agregações espaciais encontradas reincidem ao longo de diferentes períodos de tempo, bem como quando se localizam em uma limitada extensão espacial. A otimização dos esforços resulta em um custo-benefício maior nos casos em que os locais dos hotspots mapeados na rodovia não se alteram entre estações sazonais, e quando os mesmos hotspots se repetem para diferentes espécies ou grupos analisados (Langen et al. 2012, Gunson & Teixeira 2015, Costa et al. 2015). Nas ocasiões em que há diferenças entre períodos ou entre espécies-alvo, e que não seja viável economicamente aplicar medidas de mitigação adaptadas aos diferentes cenários, é recomendado pautar a mitigação sobre o cenário de maior intensidade de agregação de atropelamentos e magnitude de mortalidade (Sullivan et al. 2004, Santos et al. 2017).

Entretanto, o uso de hotspots para orientar mitigações requer um mínimo conhecimento sobre a biologia das espécies acometidas pelo atropelamento da rodovia, além da definição clara de quais são as espécies-alvo da mitigação. Em muitos casos não é possível acessar informações mais detalhadas acerca da biologia das espécies da região estudada, e a baixa ou esporádica ocorrência de táxons ameaçados de extinção entre os registros de atropelamento induz à uma análise integrada, agregando todas as espécies em um só grupo de “mamíferos silvestres”, ou em grupos delimitados por categorias taxonômicas (ex. ordem). Nestes tipos de recorte dos dados, os resultados encontrados podem camuflar a existência de hotspots e hot moments associados a espécies mais raras, bem como produzir panoramas enviesados por espécies com requisitos ecológicos completamente divergentes, ainda que relacionadas filogeneticamente. Em uma análise global de todos os atropelamentos da ordem Carnívora, o mapeamento de hotspots pode ser viesado por espécies com maior vagilidade e menor rejeição a rodovias, como o cachorro-do-mato *Cerdocyon thous*, que possuem maior incidência de atropelamentos, mascarando os efeitos em espécies mais raras e de menor vagilidade, como pequenos felídeos do gênero *Leopardus*.

Nesse contexto, o presente estudo justifica-se devido ao problema da implementação de medidas mitigatórias em rodovias brasileiras estar embasada majoritariamente por dados gerais e temporalmente limitados de atropelamento que englobam todas as espécies de mamíferos silvestres conjuntamente, ou agrupados taxonomicamente, dificultando previsões confiáveis dos padrões espaço-temporais de ocorrências (Teixeira et al. 2016, Secco et al. 2018a). Miranda et al. (2020), analisando hotspots de atropelamento de fauna em diferentes rodovias do Cerrado brasileiro, consideram que análises generalistas contendo todas as espécies da mastofauna regional camuflam os padrões de agregação devido ao viés causado por espécies mais abundantes ou mais facilmente detectáveis. Os autores recomendam analisar grupos que representem espécies com características

ecológicas em comum, ou analisar cada espécie exclusivamente. Entretanto, em regiões tropicais, esta última alternativa dificilmente é factível para a maioria das espécies, pois seus registros são escassos, exigindo assim séries temporais muito maiores para se atingir número amostral adequado para análises preditivas confiáveis.

Nas últimas décadas, o uso de características ecológicas atreladas à biologia das espécies como fatores estruturantes de grupos vêm ganhando cada vez mais notoriedade na Ecologia de Comunidades, mediante abordagens de grupos ecológicos funcionais ou guildas ecológicas (Sunderloff & Dayan 1991, Walker 1992, Rosenfeld 2002, Blondel 2003, Sundstrom et al. 2012). O caráter promissor dessa abordagem está no fato de que os grupos funcionais geralmente são baseados em características biológicas comuns entre as espécies, como a mobilidade, o tipo de uso do espaço, e a sensibilidade ambiental a paisagens antropogênicas (Lima et al. 2015, Sosa & Schalk 2016). Estas características estão ligadas à forma como as espécies utilizam os recursos disponíveis em uma área e interagem com outras espécies da comunidade, contribuindo para os fluxos de matéria e energia entre diferentes guildas ou grupos funcionais de espécies. A diminuição da proporção de espécies responsáveis por desempenhar determinadas funções dentro da comunidade pode acarretar na alteração das relações tróficas com diversas outras que interagem direta ou indiretamente com as que forem reduzidas pelos atropelamentos, de modo que manter a integridade atual dessas comunidades depende diretamente da manutenção dessas funções ecológicas.

Deste modo, a identificação de hotspots de atropelamentos para um determinado grupo funcional reflete um padrão de agregação esperado para várias espécies que compartilham as características ecológicas que definem esse grupo. Uma vez confirmada a distinção do padrão espaço-temporal dos atropelamentos entre diferentes grupos funcionais, para que sejam adotadas medidas práticas efetivas para a conservação de uma gama maior de espécies, é fundamental que sejam ponderadas essas particularidades na tomada de decisão e desenvolvimento do plano de mitigação desse impacto sobre a mastofauna.

O presente estudo visa testar a hipótese de que a susceptibilidade ao atropelamento na rodovia está diretamente relacionada à vagilidade e a dependência de florestas que as espécies de mamíferos silvestres apresentam, a partir das seguintes previsões: os grupos funcionais formados por espécies de menor vagilidade e mais especialistas em recursos associados a áreas florestais tendem a estar mais próximos de fragmentos florestais, além de apresentar os registros de atropelamento mais concentrados e um maior número de agregações ao longo da rodovia (hotspots) do que espécies generalistas e de maior vagilidade.

Material e Métodos

Área de Estudo

A área de estudo consiste na rodovia BR-101/RJ Norte, inserida da região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Seu traçado possui 322 km de extensão, compreendida entre a divisa do Estado do Rio de Janeiro com o Espírito Santo (km 0 – Lat 7651467 S, Long 260302 E, Zona 24K, UTM) e a entrada da Ponte Rio-Niterói (km 322 – Lat 7468894 S, Long 693838 E, Zona 23K, UTM) (Figura 3). A rodovia liga os municípios de Campos dos Goytacazes, Conceição de Macabu, Quissamã, Carapebus, Macaé, Rio das Ostras, Casimiro de Abreu, Silva Jardim, Rio Bonito, Tanguá, Itaboraí, São Gonçalo e Niterói, proporcionando grande parte do escoamento de produtos e matérias-primas entre as regiões Sudeste e Sul do país. Ademais, a rodovia conecta a região norte da costa litorânea do Estado do Rio de Janeiro, bem como permite o acesso à Região dos Lagos, a qual recebe intensa atividade turística principalmente durante o verão. De acordo com a concessionária que administra a rodovia, o volume diário médio diário da rodovia é de 74 mil veículos, sendo 20% deles compostos por veículos comerciais pesados (Arteris Fluminense 2019).

A rodovia encontra-se duplicada em sua maior parte, ainda que as obras tenham sido realizadas de maneira segmentada, iniciando e concluindo a duplicação em diferentes momentos para cada segmento. No extremo sul de seu traçado, entre o Km 322 e o Km 261, a mesma encontra-se duplicada há décadas, enquanto que no trecho entre o Km 261 e o Km 190 a maior parte de seu traçado iniciou a duplicação em 2013 e concluiu em 2017 (exceto por um pequeno subtrecho de 1,7 km no entorno da Reserva Biológica Poço das Antas e outro de 3 km em área urbana da cidade de Casimiro de Abreu que aguardam a conclusão das obras). Acima do Km 190, até o Km 144, as obras não foram iniciadas e o traçado ainda permanece com pista simples nos dois sentidos. Já entre o Km 144 e o Km 84, o traçado encontra-se inteiramente duplicado, após a intervenção ter ocorrido gradativamente entre 2012 e 2017. Na porção mais ao norte da rodovia, entre o Km 84 e o Km 0, a rodovia também continua operando em pista simples em ambos os sentidos.

Ao longo de suas margens a paisagem é caracterizada por diferentes usos e ocupações do solo, tais como adensamentos urbanos, plantios e pastagens, além de pequenos fragmentos florestais e três unidades de conservação (Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado – Km 190 a 259, Reserva Biológica União – Km 184 a 190, e Poço das Antas – Km 214 a 218). A APA Rio São João engloba inteiramente a Reserva Biológica Poço das Antas e parte do território da Reserva Biológica União. A APA Rio São João possui topografia predominantemente de planície costeira, sendo formada em maior proporção por serras, planaltos e colinas, e em menor proporção por áreas de baixadas aluviais sujeitas ao alagamento permanente ou periódico do solo e restingas (Primo & Volker 2003). As temperaturas médias são elevadas durante a maioria dos meses do ano, sendo o clima classificado como tropical chuvoso com estação seca no inverno (Koeppen

1948). A quantidade de chuva oscila entre 1500 e 2000 mm, sendo os meses de junho a agosto os menos chuvosos e de menores temperaturas, e os meses de novembro a março os mais chuvosos e de maiores temperaturas (Primo & Völker 2003).

Amostragem

Os registros da mastofauna silvestre atropelada foram inventariados em toda a rodovia, durante 48 meses, desde outubro de 2014 até setembro de 2018. Neste período, houve trechos que não foram modificados (195,7 km) e trechos que sofreram intervenção para obras de duplicação gradativamente (avançando por etapas em um total de 126,3 km da rodovia). Os trechos alterados foram concluídos majoritariamente até 2016 (28% em 2014, 7% em 2015, 28% em 2016, 34% em 2017, e 3% em 2018), portanto, o período amostral deste estudo foi predominantemente no período pós-duplicação. Ainda que estejam previstas, até o término da amostragem não foram implementadas medidas de mitigação tais como passagens de fauna e cercas de proteção em nenhum trecho da rodovia.

O esforço amostral foi de uma campanha de monitoramento/mês, a qual consiste em percorrer o trajeto total da rodovia (322 km) em ambos os sentidos (pista norte e sul), em velocidade média de 40 km/h. Os espécimes atropelados foram registrados fotograficamente e, georreferenciados, e os táxons foram identificados com base na literatura especializada (Gardner 2007, Reis et al. 2011, Paglia et al. 2012, Patton et al. 2015). Informações complementares, como data, horário de registro, sexo do indivíduo, estágio reprodutivo, e paisagem de entorno, também foram anotadas.

Os espécimes em melhor estado de preservação foram recolhidos e encaminhados para tombamento na coleção científica de mamíferos do Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade, (NUPEM/UFRJ), após confirmação da identificação taxonômica realizada em campo. Algumas poucas carcaças em elevado grau de dano ou avançado estágio de decomposição não puderam ser identificadas ao nível de espécie. Adicionalmente, registros esporádicos levantados na rodovia por colaboradores da concessionária, fora dos períodos amostrais de campanha de monitoramento, foram revisados, identificados e incorporados ao banco de dados da fauna atropelada. Posteriormente, todos os dados coletados foram compilados para planilha eletrônica que serviu como banco de dados único, de onde os registros de mamíferos utilizados nesse estudo foram extraídos.

Definição dos Grupos Funcionais

Com intuito de minimizar o viés causado pela baixa detectabilidade de carcaças de pequeno porte, foram considerados somente atropelamentos de espécies de mamíferos silvestres não-voadores

com massa corporal superior a 0,25 kg. Os registros foram classificados em três grupos funcionais: espécies com porte abaixo de 11 kg na fase adulta, com áreas de vida de até 64 km², especialistas em determinados recursos e baixa plasticidade para explorar ambientes severamente antropizados (LMS – especialistas de baixa mobilidade/vagilidade); espécies com porte abaixo de 11 kg na fase adulta, com áreas de vida de até 64 km², generalistas com alta plasticidade ecológica para explorar ambientes severamente antropizados (LMG – generalistas de baixa mobilidade/vagilidade); espécies com porte acima de 6,5 kg, com áreas de vida de até 898 km², generalistas com alta plasticidade ecológica para explorar ambientes severamente antropizados (HMG – generalistas de alta mobilidade/vagilidade).

Logo, os grupos funcionais, *a priori*, foram definidos exclusivamente por aspectos biológicos atrelados à mobilidade/vagilidade e grau de especialização ecológica de cada táxon, e corroborado pelos agrupamentos utilizados no estudo de Ciocheti et al. (2017), bem como estudos que apontam que espécies de maior porte tendem a ter maior capacidade de movimentação (Lindstedt et al. 1986, Sutherland et al. 2000, Kelt & van Vuren 2001, Bowman et al. 2002, Jones et al. 2009, Kelt & van Vuren 2015, Gonzalez-Suarez et al. 2019). Além disso, as características utilizadas para a divisão dos grupos funcionais estão em consonância com o que foi demonstrado no estudo de Grilo et al. 2017, no qual se concluiu que o grau de especialização em recursos, a capacidade de movimento individual, e a abrangência da área de vida, são fatores determinantes para o tipo de resposta que cada espécie terá em relação à presença da rodovia. Informações detalhadas sobre as características comuns as espécies agrupadas em cada grupo funcional encontram-se no material suplementar presente no Apêndice I.

Análise de Dados

Diversidade de Espécies Atropeladas

Após o agrupamento dos atropelamentos entre os três grupos funcionais, sumarizou-se o número de total de atropelamentos dos táxons em seus respectivos grupos, de modo a estimar a frequência relativa.

Taxa de Atropelamento

A taxa de atropelamento foi calculada conforme utilizado por Rosa & Bager (2012): número de indivíduos atropelados/km/dia de monitoramento realizado. Essa abordagem leva em consideração a influência da variação do esforço amostral, permitindo o desenvolvimento de análises espaço-temporais mais confiáveis na comparação entre diferentes períodos e trechos de rodovia.

Análises Temporais (hot moments)

Visando investigar a existência de hot moments, a taxa de atropelamento foi estimada mensalmente, e a variação testada pela análise não-paramétrica de Kruskal-Wallis, com teste de Dunn *a posteriori*. A não-normalidade dos dados foi verificada preliminarmente através do teste de Shapiro-Wilk.

Além disso, o número de registros de cada grupo funcional foi sumarizado por ano (2014 – 2018) entre estação tropical chuvosa (outubro – março) e estação tropical seca (abril – setembro) (ANA 2019), permitindo assim a comparação entre essas duas estações climáticas sazonais em cinco anos do estudo. A comparação foi feita através da análise paramétrica de variância de um fator (teste de Fischer), após a confirmação da normalidade dos resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk. Os testes estatísticos foram realizados no ambiente R (R Development Core Team 2019).

Análises Espaciais (hotspots)

Após a construção gráfica do número de atropelamentos por marco quilométrico da rodovia, para comparação espacial entre os grupos funcionais, o padrão espacial dos hotspots (áreas de maior incidência de registros na rodovia) foi elucidado estatisticamente, através do software SIRIEMA v2.0 (Coelho et al. 2014). Com o objetivo de evidenciar os eventuais hotspots inter-grupos e exclusivos intra-grupo, foram utilizados registros acumulativos dos atropelamentos na rodovia de outubro de 2014 a setembro de 2018, separadamente por grupo funcional, e também para todos os táxons somados conjuntamente (“ALL”).

Identificou-se o menor raio de distância significativa para identificação dessas áreas de concentração de atropelamentos por meio do teste “2D Ripley K-Statistics”. Os valores de $L(r)$ acima dos limites de confiança indicam escalas com agrupamentos significativos, enquanto os valores abaixo indicam escalas com dispersão significativa nas diferentes escalas (Coelho et al. 2012). Foi utilizado um raio inicial de 100 metros, incremento de raio de 500 metros, limite de confiança de 99% e 1000 simulações, com o intuito de se refinar a escala espacial da análise, e reduzir significativamente a margem de erro.

O teste “2D HotSpot Identification” foi utilizado para identificar se os locais de hotspots de atropelamento diferem entre os três grupos funcionais utilizados como modelo de estudo. Os valores de Nevents-Nsimulated no eixo y do gráfico acima do limite superior de confiança indicam trechos com intensidade de agregação significativa (Coelho et al. 2012). Para esse teste a rodovia foi analisada em cada um dos trechos subdivididos em partes de aproximadamente 1000 metros para identificação

dos hotspots. Também foi utilizado raio de 100 metros, uma vez que o teste “2D Ripley K-Statistics” realizado previamente apresentou esse valor como menor raio significativo para ocorrência de áreas de concentração de atropelamento, para todas os grupos analisados e para o total de registros. Nesse sentido, Teixeira et al. (2013b) recomendam avaliar hotspots em pequenas escalas para viabilizar a aplicação de medidas mitigatórias para grupos-alvo específicos de modo a aumentar a probabilidade de identificar corretamente os locais prioritários da rodovia. O limite de confiança estabelecido para o teste foi de 99% a partir de 1000 simulações.

Análises Espaciais (grau de dependência de áreas florestais)

No intuito de investigar o grau de dependência entre a distância de áreas florestais minimamente preservadas e ocorrência dos atropelamentos dos diferentes grupos funcionais, mediu-se a menor distância linear entre a localidade de cada registro e a mancha florestal mais próxima com 10 hectares (via Google Earth Pro v7.3.2), estabelecida como área florestal mínima capaz de ser utilizada pela maioria das espécies naturais da região e incluídas nos grupos (Turner & Corlett 1996, Galetti et al. 2009). Após a sumarização entre registros de atropelamento e suas respectivas estimativas de distância em relação à mancha florestal, e uma vez confirmada a não-normalidade dos resíduos (teste de Shapiro-Wilk), foi possível realizar comparações dos valores estimados de distância entre os três grupos funcionais (LMS x LMG x HMG), por intermédio do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis. Os testes estatísticos foram realizados no ambiente R (R Development Core Team 2019).

Resultados

Diversidade de Espécies Atropeladas

Foram levados em consideração 600 registros de mamíferos silvestres não-voadores atropelados entre outubro de 2014 a setembro de 2018 na rodovia BR-101/RJ Norte. Dentre o total de registros, 171 (28%) são de espécies especialistas de baixa mobilidade (LMS), 364 (61%) de espécies generalistas de baixa mobilidade (LMG), e 65 (11%) são de espécies generalistas de alta mobilidade (HMG). No grupo LMS foram confirmados oito táxons diferentes, com o ouriço-cacheiro (*Coendou spinosus*) como espécie predominante, enquanto em LMG foram 12, com o gambá-de-orelha-preta (*Didelphis aurita*) como espécie predominante, e HMG apenas quatro, tendo o cachorro-do-mato como espécie mais frequente (*Cerdocyon thous*) (Figura 1).

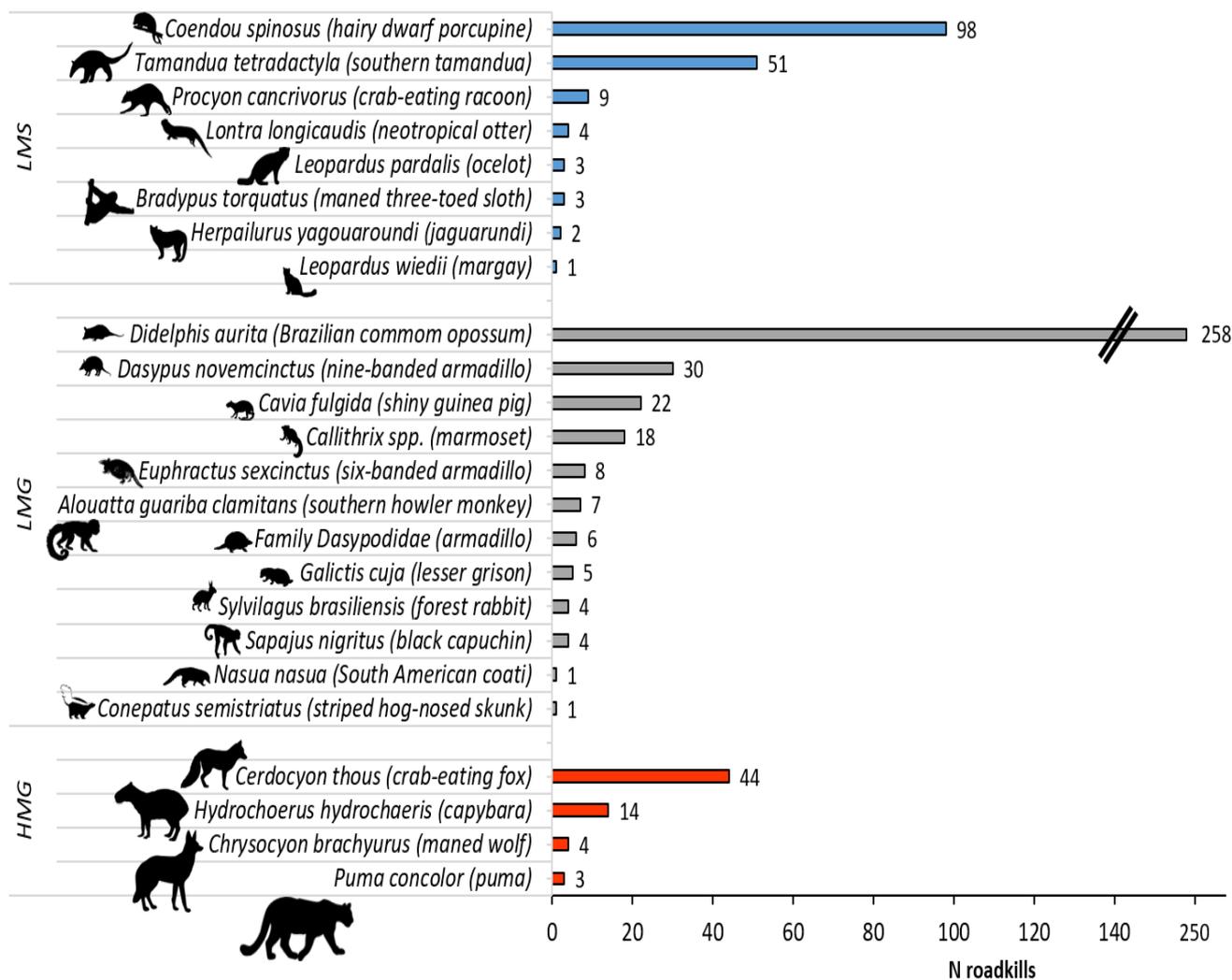


Figura 1. Representatividade dos táxons integrantes de cada grupo funcional, entre os atropelamentos na rodovia BR-101/RJ Norte, desde outubro de 2014 a setembro de 2018. LMS: especialistas de baixa mobilidade/vagilidade; LMG: generalistas de baixa mobilidade/vagilidade; HMG: generalistas de alta mobilidade/vagilidade; N roadkills: número de atropelamentos registrados. As miniaturas das espécies estão em escala proporcional de tamanho na comparação entre elas.

Taxa de Atropelamento

A taxa de atropelamento média de LMS no período de estudo foi de 0,011 indivíduos/km/dia de monitoramento, com valor mínimo mensal de 0 e máximo de 0,034 (em setembro/2017). No caso de LMG, a média da taxa de atropelamento foi de 0,023, com valor mínimo de 0 e máximo de 0,043 (em novembro/2015 e abril/2016). Já para HMG, a média foi de 0,004, tendo valor mensal mínimo de 0 e máximo de 0,019 (em junho/2018).

Análises Temporais (hot moments)

Na comparação temporal das taxas mensais de atropelamento, constatou-se que os três grupos funcionais variam de forma significativamente distinta ($p = 0,001$, $H = 65,176$). No grupo LMS foram contabilizados 94 registros dentro da estação chuvosa (outubro-março) e 77 em estação seca (abril-setembro), enquanto em LMG ocorreram 200 atropelamentos em meses da estação chuvosa e 164 ao longo da estação seca, e HMG, apenas 24 registros na estação chuvosa e 41 na seca.

Ainda assim, no que se refere à sazonalidade, não foi constatada diferença no número de atropelamentos comparados entre as estações chuvosa e seca ao longo dos anos amostrados na rodovia BR-101/RJ Norte, dentro de um mesmo grupo especificamente (LMS: $p = 0,545$, $F = 0,410$; LMG: $p = 0,559$, $F = 0,382$; HMG: $p = 0,615$, $F = 0,857$) (Figura 2).

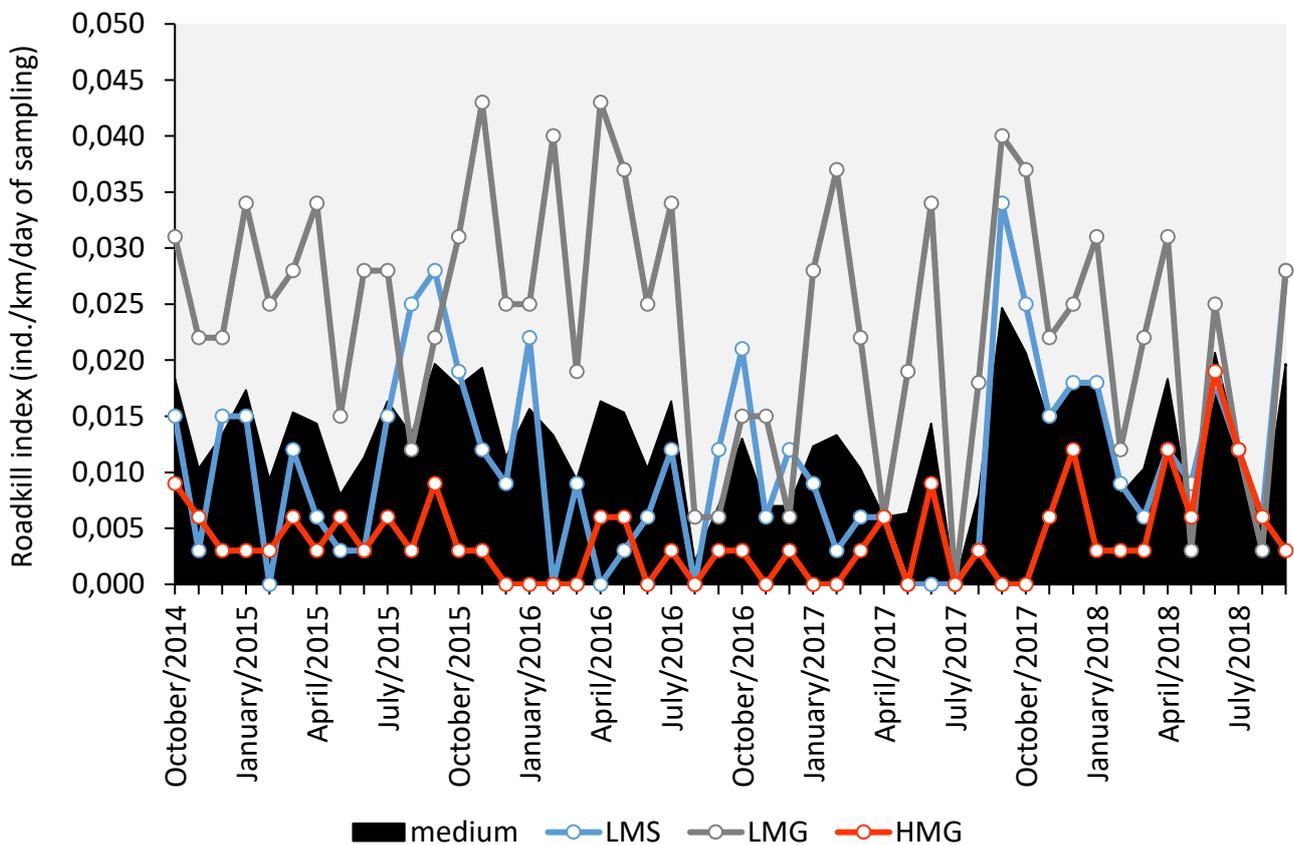


Figura 2. Variação temporal da taxa de atropelamento dos grupos funcionais, entre os atropelamentos na rodovia BR-101/RJ Norte entre outubro de 2014 e setembro de 2018. medium: média entre todos os grupos; LMS: especialistas de baixa mobilidade/vagilidade; LMG: generalistas de baixa mobilidade/vagilidade; HMG: generalistas de alta mobilidade/vagilidade.

Análises Espaciais (hotspots)

Considerando o período amostral completo, a distribuição dos mamíferos silvestres não-voadores atropelados apresentou registros concentrados espacialmente em diferentes áreas da rodovia de acordo com o grupo funcional analisado (Figura 3, Apêndice II).

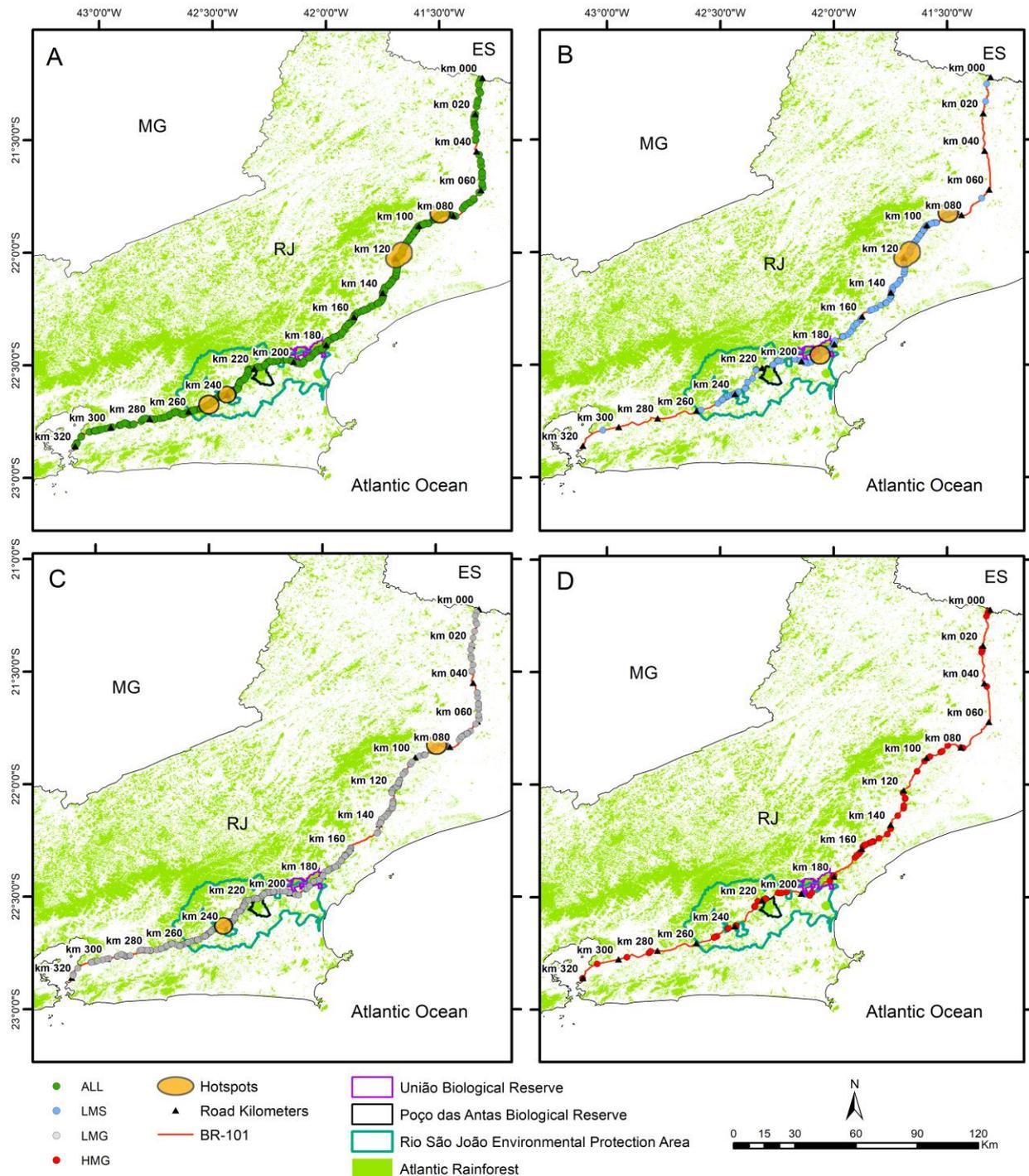


Figura 3. Área de estudo com a distribuição espacial dos pontos e hotspots de atropelamentos de mamíferos silvestres não-voadores na rodovia BR-101/RJ Norte, Brasil (A: atropelamentos de todas as espécies; B: atropelamentos das espécies que compõem o grupo funcional LMS; C: atropelamentos

das espécies que compõem o grupo funcional LMG, D: atropelamentos das espécies que compõem o grupo funcional HMG). LMS: especialistas de baixa mobilidade/vagilidade; LMG: generalistas de baixa mobilidade/vagilidade; HMG: generalistas de alta mobilidade/vagilidade; ALL: todas as espécies.

A análise identificou a existência de cinco diferentes localidades de hotspots estatisticamente significativos ao longo dos 322 km da rodovia BR-101/RJ Norte. Três deles ocorrem para o grupo LMS, dois ocorrem para LMG, e um ocorre apenas quando todos os registros são analisados conjuntamente (ALL) (Figura 4, Tabela 1).

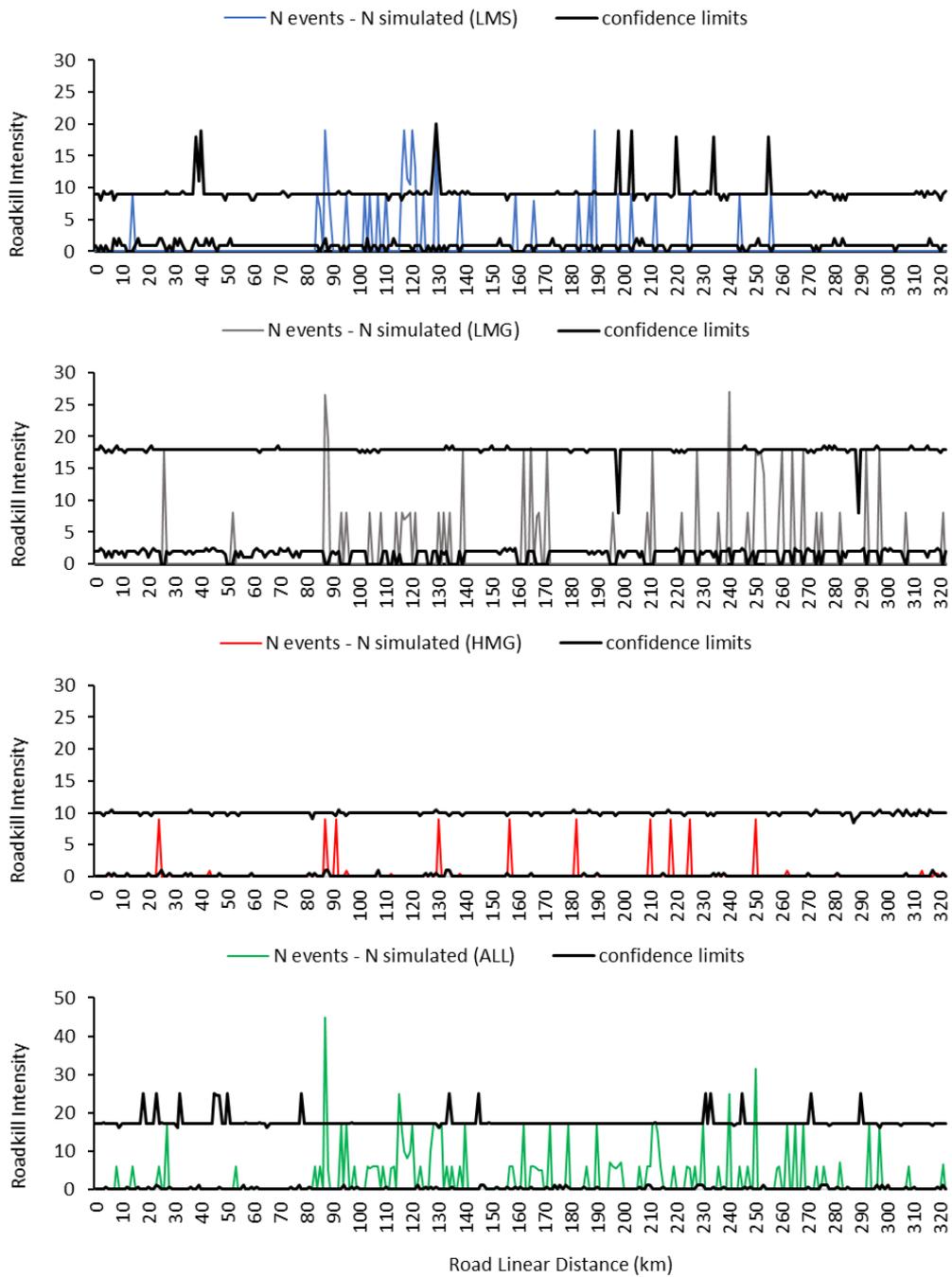


Figura 4. Resultado do teste 2D Hotspot Identification (escala de 100 metros e 99% de limite de confiança) levando em consideração todos os registros de atropelamento dos grupos LMS, LMG, HMG, e ALL entre outubro de 2014 e setembro de 2018 no trecho do km 0 ao km 322 da rodovia BR-101/RJ Norte. Valores acima do limite de confiança indicam a existência de hotspots de atropelamento.

Tabela 1. Sumário dos resultados do teste 2D Hotspot Identification para os grupos e períodos amostrais na rodovia BR-101/RJ Norte ([R] = riqueza de espécies do grupo que possuem registro de atropelamento nas imediações do hotspot; X = presença de hotspot para o grupo).

#	Hotspots	LMS	[R]	LMG	[R]	HMG	[R]	ALL	[R]	Species
1	Km 87	X	4	X	2		1	X	7	LMS: <i>C. spinosus</i> , <i>T. tetradactyla</i> , <i>L. pardalis</i> , <i>P. cancrivorus</i> LMG: <i>D. aurita</i> , <i>S. nigrurus</i> HMG: <i>C. thous</i>
2	Km 115-120	X	3		4		1	X	8	LMS: <i>C. spinosus</i> , <i>T. tetradactyla</i> , <i>L. longicaudis</i> LMG: <i>D. aurita</i> , <i>A. guariba clamitans</i> , <i>D. novemcinctus</i> , <i>E. sexcinctus</i> HMG: <i>C. thous</i>
3	Km 189	X	2		2		0		4	LMS: <i>C. spinosus</i> , <i>T. tetradactyla</i> LMG: <i>D. novemcinctus</i> , <i>E. sexcinctus</i>
4	Km 240		3	X	4		1	X	8	LMS: <i>C. spinosus</i> , <i>T. tetradactyla</i> , <i>B. torquatus</i> LMG: <i>D. aurita</i> , <i>D. novemcinctus</i> , <i>C. fulgida</i> , <i>Callithrix</i> sp. HMG: <i>C. thous</i>
5	Km 250		1		2		2	X	5	LMS: <i>C. spinosus</i> LMG: <i>D. aurita</i> , <i>Callithrix</i> sp. HMG: <i>P. concolor</i> , <i>H. hydrochaeris</i>

Análises Espaciais (grau de dependência de áreas florestais)

Não houve diferença significativa entre os três grupos quanto à dependência de proximidade com fragmento florestal ($p = 0.355$, $H = 2.069$), embora a amplitude das distâncias (média e valor máximo) tenha variado entre grupos (Figura 5). O grupo LMS apresentou a menor variação nas distâncias dos registros para fragmentos florestais, com um valor máximo de 2292 m. Os grupos HMG e LMG apresentaram amplitudes superiores de distâncias entre registros e fragmentos, com valores máximos de 5845 e 8383 m, respectivamente (Apêndice III).

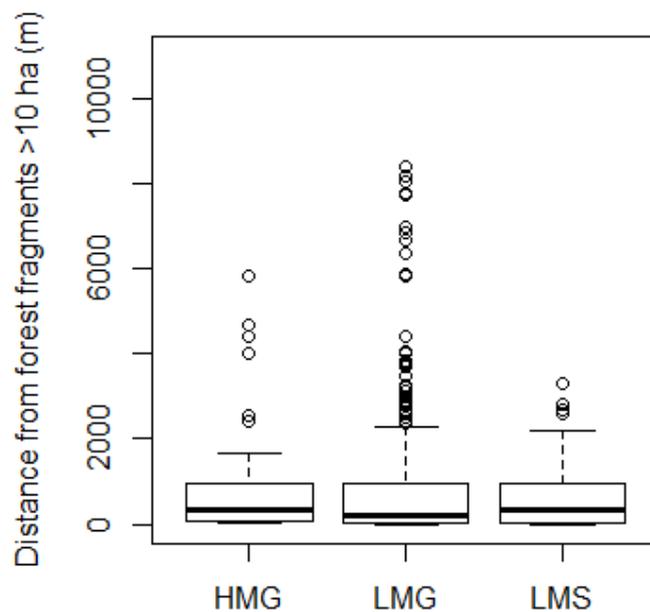


Figura 5. Boxplot das distâncias (m) entre os registros de atropelamentos e os fragmentos florestais maiores de 10 hectares mais próximos na rodovia BR-101/RJ Norte. HMG: espécies generalistas de alta mobilidade/vagilidade; LMG: espécies generalistas de baixa mobilidade/vagilidade; LMS: espécies especialistas de baixa mobilidade/vagilidade.

Discussão

Os três grupos funcionais de mamíferos silvestres avaliados apresentaram padrões espaciais diferentes em relação às fatalidades causadas pelos atropelamentos. Dois grupos apresentaram hotspots na rodovia, sendo caracterizados por uma agregação significativa dos registros de suas espécies. Contudo, LMS apresentou três hotspots identificados ao todo, enquanto LMG apresentou apenas um hotspot ao longo do traçado. Quanto à temporalidade dos registros, ainda que não tenham sido reconhecidos hot moments, e nem sazonalidade na taxa de atropelamento ao longo dos anos amostrados na rodovia, foi detectado um padrão próprio de variação temporal para cada grupo.

Para o grupo LMS, verificou-se a presença de oito táxons diferentes compondo os 171 registros de atropelamento levantados (28% do total), sendo o ouriço-cacheiro (*Coendou spinosus*) a espécie predominante (n = 98), e três outras espécies classificadas em algum grau de ameaça de extinção (*Bradypus torquatus*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Leopardus wiedii*), seja em nível internacional e/ou nacional (ICMBIO 2018, IUCN 2019). O ouriço-cacheiro, é uma espécie de roedor de médio porte, solitária, noturna, de área de vida mais restrita (poucos hectares), de hábitos, predominantemente, arborícola e herbívoro, sendo capaz de habitar o extrato arbóreo de florestas secundárias em meio a áreas antropizadas (Emmons & Feer 1997, Passamani et al. 2010, Voss 2015). Considerando que a maioria das espécies de mamíferos que compõem esse grupo possui menor

plasticidade ecológica para ocupar ambientes antropizados (Apêndice I), a riqueza de espécies observada pode ser interpretada como um reflexo dos remanescentes de Mata Atlântica no centro-norte do estado do Rio de Janeiro e ainda presentes ao longo da paisagem de estudo, que abrigam elevada biodiversidade (Costa et al. 2000, Myers et al. 2000, Pessôa et al. 2010, Lemos et al. 2015, Molisani et al. 2019). Porém, como essas espécies ocorrem normalmente em baixas densidades no ambiente (Robinson & Redford 1986, Lyra-Jorge et al. 2008, Lara-Ruiz et al. 2008), suas ocorrências entre os atropelamentos tendem a ser raras, como nos casos do mão-pelada (*Procyon cancrivorus*), da lontra (*Lontra longicaudis*), da preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*), e das espécies de gatos silvestres pequenos (gêneros *Herpailurus* e *Leopardus*). Além disso, a maior parte destas espécies possui mobilidade reduzida pela matriz antropogênica e dificilmente se distancia de remanescentes florestais e ambientes mais preservados (Figura 5, Apêndice III).

Em relação ao grupo LMG, foram contabilizados 364 registros de atropelamento (61% do total) distribuídos por 12 táxons diferentes, sendo o gambá-de-orelha-preta (*Didelphis aurita*) a espécie mais abundante (n = 258). Duas das espécies deste agrupamento estão classificadas em algum grau de ameaça de extinção (*Alouatta guariba clamitans*, *Sapajus nigritus*), seja em nível internacional e/ou nacional (ICMBIO 2018, IUCN 2019). O gambá-de-orelha-preta, é uma espécie de marsupial de médio porte, solitária, noturna, escansorial, que necessita de áreas de vida normalmente pequenas (poucos hectares), e que possui dieta onívora/opportunista, de modo a apresentar notável plasticidade ecológica para tolerar ambientes perturbados em proximidade com áreas urbanas (Emmons & Feer 1997, Caceres & Monteiro-Filho 2001, Grelle 2003, Graipel & Filho 2006).

Esse perfil de características atreladas à tolerância a distúrbios antrópicos intensos se reflete na maior parte das outras espécies que integram esse grupo (Emmons & Feer 1997, Beisiegel 2001, Bonvicino et al. 2002, Hirsch 2009, Dotta & Verdade 2011, Sampaio et al. 2012, Teixeira et al. 2015, Secco et al. 2018b), como por exemplo zorrilho (*Conepatus semistriatus*), quati (*Nasua nasua*), saguis (*Callithrix* sp.), e, inclusive, espécies cinegéticas, como no caso da preá (*Cavia fulgida*) e dos tatus (Família Dasypodidae, *Dasypus novemcinctus*, *Euphractus sexcinctus*). Além disso, a alta representatividade desse grupo entre os atropelamentos registrados no estudo se deve ao fato de ser um grupo composto por um número maior de espécies tipicamente abundantes e largamente distribuídas em paisagens antropogênicas, e maior variabilidade quanto ao grau de dependência de fragmentos florestais (Figura 5, Apêndice III).

Já no caso de HMG, apenas 11% do total de registros foram de táxons pertencentes a esse grupo, somando 65 atropelamentos restritos a somente quatro espécies. A espécie mais representativa foi o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) (n = 44), e duas das espécies desse grupo estão classificadas em algum grau de ameaça de extinção (*Chrysocyon brachyurus*, *Puma concolor*), seja

em nível internacional e/ou nacional (ICMBIO 2018, IUCN 2019). O cachorro-do-mato é uma espécie de canídeo de médio porte, que vive tipicamente em casais ou em pequenos grupos familiares, majoritariamente noturna, terrestre, e com áreas de vida que ocupam normalmente dezenas de hectares, de hábito alimentar onívoro/oportunista (Macdonald & Courtenay 1996, Emmons & Feer 1997, Vieira & Port 2007, Bitetti et al. 2009). Por ser um mamífero de maior porte, possui menor taxa reprodutiva e maior longevidade, fazendo com que não sejam tão abundantes quanto espécies de menor porte no ambiente. Além disso, sendo um canídeo capaz de se deslocar por ambientes variados ao longo de sua vasta área de vida, essa característica lhe confere capacidade de serem ágeis durante a sua movimentação explorando os recursos dispersos na paisagem (Kasper et al. 2007, Faria-Corrêa et al. 2009). Ao mesmo tempo, a elevada vagilidade da espécie aumenta probabilidade de uso da rodovia para travessias, maximizando as chances de colisões. De fato, o cachorro-do-mato, foi a única espécie integrante desse grupo a ter um número relevante de atropelamentos, enquanto todas as outras somadas foram responsáveis por apenas 32% dos registros dentro de HMG. Diversos estudos corroboram que o cachorro-do-mato é uma das espécies de mamífero mais acometidas por colisões com veículos no Brasil (Coelho et al. 2008, Lemos et al. 2011, Hegel et al. 2012, Grilo et al. 2018).

Assim como os valores médios, os maiores picos de taxas de atropelamento mensal foram identificados em LMG, seguido de LMS, e por último de HMG. Ainda que variem temporalmente de forma distinta, os picos de cada grupo funcional foram distribuídos em meses e anos distintos, respectivamente, corroborando os resultados das análises quanto a inexistência de sazonalidade estabelecida na dinâmica geral de atropelamentos na rodovia. Essa ausência de sazonalidade na magnitude das mortes por atropelamento ao longo dos diferentes períodos do ano pode ser explicada pela gama de espécies que compõem cada grupo funcional e a representatividade que cada uma tem, o que poderia influenciar o padrão macro temporal do grupo. Como exemplo disso, podemos citar as espécies mais atropeladas dentro dos grupos LMS e LMG, que são o ouriço-cacheiro e o gambá-de-orelha-preta. Estas duas espécies são pouco afetadas pela variação climática ao longo do ano, no que tange ao uso do espaço, ainda que com padrões distintos na comparação entre machos e fêmeas, especialmente no caso dos marsupiais (Caceres 2003, Passamani et al. 2010, Oliveira et al. 2015).

No caso de HMG, estudos pretéritos apontam que a espécie mais abundante, o cachorro-do-mato, seria afetada por influências sazonais na dieta alimentar e no uso do espaço, em decorrência da escassez de água e menor produtividade biológica dos ambientes (recursos alimentares) na estação seca (Facure et al. 2003, Bueno & Motta-Júnior 2004, Faria-Corrêa et al. 2009). Com uma menor oferta de recursos durante a estiagem, os indivíduos aumentariam suas áreas de forrageamento para acessar fontes de recursos mais distantes, e consequentemente estariam mais susceptíveis às colisões com veículos, à medida em que são capazes de se deslocar livremente por matrizes antrópicas da paisagem providas de malha rodoviária (Bueno & Almeida 2010, Cáceres et al. 2012). Apesar disso,

não foi possível evidenciar um padrão temporal para HMG com base nesse período amostral. Isso se deve ao baixo número de atropelamentos desse grupo quando comparado aos outros, bem como a presença da capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) com 14 registros (equivalente a 21% de HMG), uma espécie que apresentou padrão temporal bem distinto das outras. As capivaras tendem a se movimentar mais na estação chuvosa, quando os machos aumentam suas áreas de vida atreladas a áreas alagadiças expansíveis com as chuvas frequentes (Barreto & Herrera 1998, Herrera et al. 2011, Herrera 2013). Ademais, alguns estudos apontam que a maioria das espécies de mamíferos de maior porte (acima de 0.5 kg) existentes em ambientes subtropicais tendem a não apresentar sazonalidade na ocorrência de atropelamentos em rodovias (Caro et al. 2000, Coelho et al. 2008, Pracucci et al. 2011).

Quanto ao padrão espacial fornecido pela análise dos hotspots, salienta-se que apenas dois grupos (LMS e LMG) tiveram agregações significativas ao longo dos 322 km de rodovia amostrada na região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro. Conforme a nossas previsões, LMS apresentou o maior número de hotspots ($n = 3$) em localidades distintas, por se tratar de um grupo com menor capacidade de movimentação e mais restritivo em relação aos requisitos ambientais mínimos para que as espécies estejam presentes na paisagem. Dentro do mesmo contexto, LMG apresentou número de hotspots menor que LMS ($n = 2$), pois apesar de também ser composto por espécies de menor capacidade de deslocamento, são mais tolerantes para explorar ambientes mais antropizados. O grupo HMG, também confirmou nossa expectativa de não ter hotspots distribuídos pela rodovia, tendo em vista que é composto por espécies generalistas e de alta mobilidade, capazes de se deslocarem por extensas áreas de vida em função das condições ambientais impostas.

Os hotspots estiveram associados à presença de grandes manchas florestais às margens do trecho da rodovia (Figura 3). Destaca-se ainda que um dos hotspots está próximo à uma Unidade de Conservação (Reserva Biológica União – Km 189), enquanto os outros dois (Km 87, Km 115-120) estão em locais dotados da presença de remanescentes florestais com área mínima de 39 hectares em ambas as margens da rodovia, à uma distância de pelo menos 1,6 Km do traçado.

O grupo LMG possui maior riqueza de espécies e abundância de registros, principalmente ao se considerar que 71% dos atropelamentos desse grupo foram de gambá-de-orelha-preta, aumentando assim a propensão à formação de locais de agregação significativa. O gambá-de-orelha-preta é uma espécie extremamente abundante na região de estudo, tornando-se eventualmente sinantrópica (Cáceres & Monteiro-Filho 2001, Santiago et al. 2007), o que faz com que existam numerosos pontos de atropelamento, inclusive, próximos de áreas urbanas ou de áreas de florestas escassas. Diversos estudos sobre fauna atropelada em rodovias brasileiras corroboram esse cenário, no qual espécies do gênero *Didelphis* estão entre as mais susceptíveis a esse tipo de impacto na maioria das regiões do país (Cherem et al. 2007, Cáceres et al. 2010, Costa et al. 2015, Grilo et al. 2018).

Apesar do expressivo volume de registros do grupo LMG nesses quatro anos de amostragem, os mesmos permitiram a identificação de apenas dois hotspots ao longo dos 322 km da rodovia, evidenciando uma distribuição sem concentrações de suas espécies em localidades específicas cortadas pela rodovia. Os dois hotspots encontram-se em locais detentores de remanescentes florestais na paisagem com área mínima de 53 hectares em ambas as margens da rodovia, à uma distância de pelo menos 0,5 Km do traçado. Entretanto, o hotspot do km 87 teve apenas duas espécies registradas, enquanto que o do km 240, incluiu quatro espécies distintas (Tabela 1).

No caso de HMG, tendo poucos e espaçados registros de atropelamento, nenhuma localidade de agregação significativa foi identificada (Figuras 3 e 4). As espécies que compõem esse grupo funcional são capazes de se deslocar por longas distâncias e transitar entre ambientes extremamente heterogêneos. Além disso, com exceção da capivara, tendem a apresentar densidades populacionais normalmente baixas e serem não gregárias (Dickson & Beier 2002, Bandeira de Melo et al. 2006, Michalski et al. 2006, Ferraz et al. 2010, Lyra-Jorge et al. 2010, Sollmann et al. 2011), dificultando que existam hotspots oriundos da recorrência de atropelamentos em uma determinada localidade.

Em resumo, dentre os cinco hotspots mapeados, três foram exclusivos para um determinado grupo, sendo dois exclusivos para LMS (Km 115-120, Km 189), e um para LMG (Km 240). Um foi compartilhado entre grupos funcionais (comum a mais de um dos grupos – Km 87), e quando todos os registros foram analisados conjuntamente (ALL), três hotspots que já eram válidos para um dos grupos funcionais foram ratificados (Km 87, Km 115-120, Km 240). Somente um novo hotspots independente foi constatado quando todas as espécies foram analisadas conjuntamente (Km 250) (Figuras 3 e 4, Tabela 1).

Os três hotspots que servem tanto para um determinado grupo funcional quanto para todas as espécies analisadas conjuntamente (Km 87, Km 115-120, Km 240) devem ser o alvo prioritário de mitigação na rodovia, uma vez que a redução na frequência de atropelamentos nessas localidades automaticamente irá preservar maior diversidade de funções ecológicas desempenhadas pelas espécies que atualmente são acometidas. A mitigação mínima recomendada seria a instalação de redutores eletrônicos de velocidade em todos esses trechos (50km/h ao longo de pelo menos 1 km antes e depois da localidade), passagens de fauna subterrâneas com dimensões grandes o suficiente para permitir o enriquecimento ambiental visando adaptar o interior delas para todos os tipos de locomoção que as espécies afetadas possuem (ex: 4 metros de largura x 4 metros de altura), associadas a cercas direcionais (parcialmente enterradas no solo para dar estabilidade e impedir a escavação do animal, malha reduzida de 12 centímetros visando impedir o animal passar ou escalar, ao menos 500 metros de comprimento para cada lado da passagem, e ao menos 2 metros de altura) (Beckman 2010, Cleverger & Huijser 2011).

Em relação ao grau de dependência de áreas florestais, medido a partir das distâncias dos atropelamentos aos remanescentes florestais mais próximos, observou-se os menores valores para LMS, o que era esperado em decorrência das restrições ecológicas determinantes para a maior parte das espécies que compõem esse grupo, muitas delas dependentes do extrato arbóreo (hábito arborícola) ou de áreas úmidas associadas a áreas de vegetação nativa. Entretanto, a diferença dos valores entre os três grupos funcionais não foi significativa, ou seja, o grau de dependência de áreas florestais estimado foi o mesmo entre elas.

Conclusão

Em consonância com a hipótese inicial, as características ecológicas atreladas a vagilidade e especialização em recursos associados a áreas florestais das espécies de mamíferos são determinantes para os padrões de distribuição espacial e temporal dos atropelamentos da mastofauna silvestre, uma vez que os padrões diferem entre os três grupos funcionais avaliados: espécies especialistas de baixa mobilidade (LMS), espécies generalistas de baixa mobilidade (LMG), e espécies generalistas de alta mobilidade (HMG). O grupo LMS, conforme o esperado, foi o que apresentou maior número de hotspots distribuídos na rodovia, bem como as menores distâncias entre os atropelamentos e o fragmento florestal mais próximo. Cada grupo apresenta um padrão próprio de distribuição de hotspots e hot moments, mas ainda assim, um dos hotspots foi compartilhado por mais de um grupo funcional concomitantemente (LMS e LMG: Km 87), e outros dois foram compartilhados com o conjunto total de espécies (LMS e ALL: Km 115-120; LMG e ALL: Km 240), ressaltando ainda mais suas relevâncias como focos de medidas futuras de mitigação. Neste contexto, estas medidas beneficiariam uma diversidade maior de espécies e com funções ecológicas distintas no ambiente. No que se refere aos hot moments, nenhum dos grupos apresentou sazonalidade da taxa de atropelamento atrelada a alguma estação climática.

Recomenda-se que mais estudos de monitoramento da fauna atropelada e de avaliação da eficiência de medidas mitigadoras ao atropelamento na rodovia tenham os dados abordados por meio da distinção e categorização das espécies em grupos funcionais, uma vez que os resultados encontrados serão representativos de uma gama de espécies ecologicamente mais similares entre si, aumentando a chance das medidas mitigadoras cabíveis serem bem sucedidas em preservar um maior número de funções ecológicas e não somente integridade taxonômica das comunidades afetadas por rodovias.

Referências Bibliográficas

- ANA. 2019. Agência Nacional de Águas. Accessed on 28 June 2019, available in <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>
- ARTERIS FLUMINENSE. 2019. Institucional. Accessed on 30 January 2019, available in <http://www.arteris.com.br/concessionarias/fluminense/>
- BANDEIRA DE MELO, L., SABATO, M. L., MAGNI, E. V., YOUNG, R. J., & COELHO, C. M. 2007. Secret lives of maned wolves (*Chrysocyon brachyurus* Illiger 1815): as revealed by GPS tracking collars. *Journal of Zoology*, 271(1), 27-36.
- BARRETO, G. R., & HERRERA, E. A. 1998. Foraging patterns of capybaras in a seasonally flooded savanna of Venezuela. *Journal of Tropical Ecology*, 14(1), 87-98.
- BOWMAN, J., JAEGER, J. A., & FAHRIG, L. 2002. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology*, 83(7), 2049-2055.
- BARRIENTOS, R., MARTINS, R. C., ASCENSÃO, F., D'AMICO, M., MOREIRA, F., & BORDA-DE-ÁGUA, L. 2018. A review of searcher efficiency and carcass persistence in infrastructure-driven mortality assessment studies. *Biological Conservation*, 222, 146-153.
- BEISIEGEL, B. M. 2001. Notes on the coati, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in an Atlantic forest area. *Brazilian Journal of Biology*, 61(4), 689-692.
- BITETTI, M. S., DI BLANCO, Y. E., PEREIRA, J. A., PAVIOLO, A., & PÍREZ, I. J. 2009. Time partitioning favors the coexistence of sympatric crab-eating foxes (*Cerdocyon thous*) and pampas foxes (*Lycalopex gymnocercus*). *Journal of Mammalogy*, 90(2), 479-490.
- BLONDEL, J. 2003. Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos*, 100(2), 223-231.
- BONVICINO, C. R., LINDBERGH, S. M., & MAROJA, L. S. 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology*, 62(4B), 765-774.
- BUENO, A. D. A., & MOTTA-JUNIOR, J. C. 2004. Food habits of two syntopic canids, the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*), in southeastern Brazil. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77(1), 5-14.
- CENTRO BRASILEIRO DE ESTUDOS EM ECOLOGIA DE ESTRADAS. 2019. Institucional. Accessed on 30 January 2019, available in <http://cbee.ufla.br/portal/atropelometro/>
- BUENO, C., & DE ALMEIDA, P. J. A. 2010. Sazonalidade de atropelamentos e os padrões de movimentos em mamíferos na BR-040 (Rio de Janeiro-Juiz de Fora). *Revista Brasileira de Zoociências*, 12(3).

- CÁCERES, N. C., & MONTEIRO-FILHO, E. L. 2001. Food habits, home range and activity of *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in a forest fragment of southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 36(2), 85-92.
- CÁCERES, N. C. 2003. Use of the space by the opossum *Didelphis aurita* Wied-Newied (Mammalia, Marsupialia) in a mixed forest fragment of southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(2), 315-322.
- CÁCERES, N. C., HANNIBAL, W., FREITAS, D. R., SILVA, E. L., ROMAN, C., & CASELLA, J. 2010. Mammal occurrence and roadkill in two adjacent ecoregions (Atlantic Forest and Cerrado) in south-western Brazil. *Zoologia*, 27(5), 709-717.
- CÁCERES, N. C., CASELLA, J., & GOULART, C. S. 2012. Variação espacial e sazonal de atropelamentos de mamíferos no bioma cerrado, rodovia BR 262, Sudoeste do Brasil. *Mastozoología Neotropical*, 19(1). 21-33.
- CARO, T. M., SHARGEL, J. A., & STONER, C. J. 2000. Frequency of medium-sized mammal road kills in an agricultural landscape in California. *The American Midland Naturalist*, 144(2), 362-370.
- CHEREM, J. J., KAMMERS, M., GHIZONI-JR, I. R., & MARTINS, A. 2007. Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. *Biotemas*, 20(3), 81-96.
- CIOCHETI, G., DE ASSIS, J. C., RIBEIRO, J. W., & RIBEIRO, M. C. 2017. Highway widening and underpass effects on vertebrate road mortality. *Biotropica*, 49(6), 765-769.
- CLEVINGER, A. P., & WALTHO, N. 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14(1), 47-56.
- CLEVINGER, A. P., & M. P. HUIJSER. 2011. Wildlife Crossing Structure Handbook: Design and Evaluation in North America. No. FHWA-CFL/TD-11-003. Washington, DC: Federal Highway Administration.
- CLEVINGER, A. P., BARRUETO, M., GUNSON, K. E., CARYL, F. M., & FORD, A. T. 2015. Context-dependent effects on spatial variation in deer-vehicle collisions. *Ecosphere*, 6(4), 1-20.
- COELHO, I. P., KINDEL, A., & COELHO, A. V. P. 2008. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, 54(4), 689.
- COELHO, I. P., TEIXEIRA, F. Z., COLOMBO, P., COELHO, A. V. P., & KINDEL, A. 2012. Anuran road-kills neighboring a peri-urban reserve in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Environmental Management*, 112, 17-26.
- COELHO A.V.P., COELHO I.P., TEIXEIRA F.T., & KINDEL A. 2014. SIRIEMA: road mortality software. Manual do Usuário V. 2.0. NERF, UFRGS, Porto Alegre, Brasil.

- COSTA, L. P., LEITE, Y. L., DA FONSECA, G. A., & FONSECA, M. T. 2000. Biogeography of South American forest mammals: endemism and diversity in the Atlantic Forest. *Biotropica*, 32(4b), 872-881.
- COSTA, A. S., ASCENSAO, F., & BAGER, A. 2015. Mixed sampling protocols improve the cost-effectiveness of roadkill surveys. *Biodiversity and Conservation*, 24(12), 2953-2965.
- COSTA, L. P., LEITE, Y. L. R., MENDES, S. L., & DITCHFIELD, A. D. 2005. Mammal conservation in Brazil. *Conservation Biology*, 19(3), 672-679.
- COSTA, A. S., ASCENSÃO, F., & BAGER, A. 2015. Mixed sampling protocols improve the cost-effectiveness of roadkill surveys. *Biodiversity and Conservation*, 24(12), 2953-2965.
- DICKSON, B. G., & BEIER, P. 2002. Home-range and habitat selection by adult cougars in southern California. *The Journal of Wildlife Management*, 1235-1245.
- DOTTA, G., & VERDADE, L. M. 2011. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. *Mammalia*, 75:345-352.
- EMMONS, L., & FEER, F. 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide (Sirsi i9780226207193). University of Chicago Press. 307p.
- FACURE, K., GIARETTA, A. & MONTEIRO-FILHO, E. 2003. Food habits of the crab-eating-fox, *Cerdocyon thous*, in an altitudinal forest of the Mantiqueira Range, southeastern Brazil. *Mammalia*, 67(4), 503-512.
- FARIA-CORRÊA, M., BALBUENO, R. A., VIEIRA, E. M., & DE FREITAS, T. R. 2009. Activity, habitat use, density, and reproductive biology of the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) and comparison with the pampas fox (*Lycalopex gymnocercus*) in a Restinga area in the southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 74(3), 220-229.
- FAHRIG, L., & RYTWINSKI, T. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society*, 14(1), 21.
- FERRAZ, K. M. P. M. B., DE SIQUEIRA, M. F., MARTIN, P. S., ESTEVES, C. F., & DO COUTO, H. T. Z. 2010. Assessment of *Cerdocyon thous* distribution in an agricultural mosaic, southeastern Brazil. *Mammalia*, 74, 275-280.
- GALETTI, M., GIACOMINI, H. C., BUENO, R. S., BERNARDO, C. S., MARQUES, R. M., BOVENDORP, R. S., STEFFLER, C. E., RUBIM, P., GOBBO, S. K., DONATTI, C. I., BEGOTTI, R. A., MEIRELLES, F., NOBRE, R. A., CHIARELLO, A. G. & PERES, C. A. 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic forest large mammals. *Biological Conservation*, 142(6), 1229-1241.
- GARDNER, A. L. (Ed.). 2007. *Mammals of South America, volume 1: marsupials, xenarthrans, shrews, and bats* (Vol. 2). University of Chicago Press.

- GRAIPEL, M. E., & FILHO, M. S. 2006. Reprodução e dinâmica populacional de *Didelphis aurita* Wied-Neuwied (Mammalia: Didelphimorphia) em ambiente periurbano na Ilha de Santa Catarina, Sul do Brasil. *Biotemas*, 19(1), 65-73.
- GRELLE, C. E. V. 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 38(2), 81-85.
- GRILO, C., BISSONETTE, J. A., & SANTOS-REIS, M. 2009. Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: consequences for mitigation. *Biological Conservation*, 142(2), 301-313.
- GRILO, C., MOLINA-VACAS, G., FERNÁNDEZ-AGUILAR, X., RODRIGUEZ-RUIZ, J., RAMIRO, V., PORTO-PETER, F., ASCENSÃO, F. & REVILLA, E. 2018. Species-specific movement traits and specialization determine the spatial responses of small mammals towards roads. *Landscape and Urban Planning*, 169, 199-207.
- GRILO, C., COIMBRA, M. R., CERQUEIRA, R. C., BARBOSA, P., DORNAS, R. A., GONÇALVES, L. O., & SCHUCK, G. 2018. BRAZIL ROAD-KILL: a data set of wildlife terrestrial vertebrate road-kills. *Ecology*, 99(11), 2625-2625.
- GONZÁLEZ-SUÁREZ, M., ZANCHETTA FERREIRA, F., & GRILO, C. 2018. Spatial and species-level predictions of road mortality risk using trait data. *Global Ecology and Biogeography*, 27(9), 1093-1105.
- GUNSON, K. E., MOUNTRAKIS, G., & QUACKENBUSH, L. J. 2011. Spatial wildlife-vehicle collision models: a review of current work and its application to transportation mitigation projects. *Journal of Environmental Management*, 92(4), 1074-1082.
- GUNSON, K., & TEIXEIRA, F. Z. 2015. Road-wildlife mitigation planning can be improved by identifying the patterns and processes associated. *Handbook of Road Ecology*, 101-109.
- HEGEL, C. G. Z., CONSALTER, G. C., & ZANELLA, N. 2012. Mamíferos silvestres atropelados na rodovia RS-135 e entorno. *Biotemas*, 25(2), 165-170.
- HEDLUND, J.H.; CURTIS, P.D.; CURTIS, G. & WILLIAMS, A.F. 2004. Methods to reduce traffic crashes involving deer: what works and what does not. *Traffic Injury Prevention*, 5: 122-131.
- HERRERA, E. A., SALAS, V., CONGDON, E. R., CORRIALE, M. J., & TANG-MARTÍNEZ, Z. 2011. Capybara social structure and dispersal patterns: variations on a theme. *Journal of Mammalogy*, 92(1), 12-20.
- HERRERA, E. A. 2013. Capybara social behavior and use of space: patterns and processes. In *Capybara: biology, use and conservation of an exceptional neotropical species*. Springer Science & Business Media, New York. pp. 195-207.
- HIRSCH, B. T. 2009. Seasonal variation in the diet of ring-tailed coatis (*Nasua nasua*) in Iguazu, Argentina. *Journal of Mammalogy*, 90(1), 136-143.

- HUIJSER, M. P., DUFFIELD, J. W., CLEVINGER, A. P., AMENT, R. J., & MCGOWEN P. T. 2009. 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*, Vol. 14, No. 2, Article 15, 2009.
- HUIJSER, M. P., ABRA, F. D., & DUFFIELD, J. W. 2013. Mammal road mortality and cost–benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) in São Paulo State, Brazil. *Oecologia Australis*, 17(1), 129-146.
- ICMBIO 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume II - Mamíferos. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília: ICMBio. 622p.
- IUCN 2019. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-1. Accessed on 31 May 2019, available in <http://www.iucnredlist.org>
- KASPER, C. B., MAZIM, F. D., SOARES, J. B. G., OLIVEIRA, T. G. D., & FABIAN, M. E. 2007. Composição e abundância relativa dos mamíferos de médio e grande porte no Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24 (4), 1087-1100.
- KÖPPEN W. 1948. Climatologia. Translated by Pedro RH. Perez. Buenos Aires: Gráfica Panamericana: p. 478.
- KELT, D. A., & VAN VUREN, D. H. 2001. The ecology and macroecology of mammalian home range area. *The American Naturalist*, 157(6), 637-645.
- KELT, D. A., & VAN VUREN, D. H. 2015. Home ranges of Recent mammals: Ecological Archives E096-155. *Ecology*, 96(6), 1733-1733.
- LANGEN, T. A., GUNSON, K. E., SCHEINER, C. A., & BOULERICE, J. T. 2012. Road mortality in freshwater turtles: identifying causes of spatial patterns to optimize road planning and mitigation. *Biodiversity and Conservation*, 21(12), 3017-3034.
- LARA-RUIZ, P., CHIARELLO, A. G., & SANTOS, F. R. 2008. Extreme population divergence and conservation implications for the rare endangered Atlantic Forest sloth, *Bradypus torquatus* (Pilosa: Bradypodidae). *Biological Conservation*, 141(5), 1332-1342.
- LE MOS, F. G., AZEVEDO, F. C., COSTA, H. C., & MAY J. R., J. A. 2011. Human threats to hoary and crab-eating foxes in central Brazil. *Canid News*, 14(2), 1-6.
- LE MOS, H. D. M., SILVA, C. A. O., PATIU, F. M. & GONÇALVES, P. R. 2015. Barn Owl pellets (*Aves: Tyto furcata*) reveal a higher mammalian richness in the Restinga de Jurubatiba National Park, Southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 15: 1–9.
- LIMA, S. L., BLACKWELL, B. F., DEVAULT, T. L., & FERNÁNDEZ-JURICIC, E. 2015. Animal reactions to oncoming vehicles: a conceptual review. *Biological Reviews*, 90(1), 60-76.

- LINDSTEDT, S. L., MILLER, B. J., & BUSKIRK, S. W. 1986. Home range, time, and body size in mammals. *Ecology*, 67(2), 413-418.
- LYRA-JORGE, M. C., CIOCHETI, G., & PIVELLO, V. R. 2008. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 17(7), 1573.
- LYRA-JORGE, M. C., RIBEIRO, M. C., CIOCHETI, G., TAMBOSI, L. R., & PIVELLO, V. R. 2010. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, 56(3), 359-368.
- JONES, K. E., BIELBY, J., CARDILLO, M., FRITZ, S. A., O'DELL, J., ORME, C. D. L. & CONNOLLY, C. 2009. PanTHERIA: a species-level database of life history, ecology, and geography of extant and recently extinct mammals: Ecological Archives E090-184. *Ecology*, 90(9), 2648-2648.
- MACDONALD, D. W., AND COURTENAY, O. 1996. Enduring social relationships in a population of crab-eating zorros, *Cerdocyon thous*, in Amazonian Brazil (Carnivora, Canidae). *Journal of Zoology*, 239(2), 329-355.
- MALO, J. E., SUÁREZ, F., & DIEZ, A. 2004. Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models? *Journal of Applied Ecology*, 41(4), 701-710.
- MICHALSKI, F., CRAWSHAW, P. G., DE OLIVEIRA, T. G., & FABIÁN, M. E. 2006. Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil. *Mammalia*, 70(1-2), 52-57.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., DA FONSECA, G. A., & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853.
- MIRANDA, J. E. S., DE MELO, F. R., & UMETSU, R. K. 2020. Are roadkill hotspots in the Cerrado equal among groups of vertebrates? *Environmental Management*, 1-9.
- MOLISANI, M. M., GUIMARÃES, L. G., PETRY, A. C., GONÇALVES, P. R., CARAMASCHI, E. P., SILVEIRA, J. R., FARIAS, R. N., & ESTEVES, F. A. 2019. Bacia hidrográfica na interface com a proteção da biodiversidade. - In: Philippi Jr., A. and Sobral, M. do C. (eds), *Gestão de Bacias Hidrográficas e Sustentabilidade*. Editora Manole, pp. 314-341.
- MORELLE, K., LEHAIRE, F., & LEJEUNE, P. 2013. Spatio-temporal patterns of wildlife-vehicle collisions in a region with a high-density road network. *Nature Conservation*, (5), 53-73.
- OLIVEIRA, C. F., ROSA, C. A., & PASSAMANI, M. 2015. Home range and shelter preferences of marsupial *Didelphis aurita* (Wied-Neuwied, 1826) in a fragmented area in southeastern Brazil. *Mammalia*, 79(2), 237-240.
- PASSAMANI, M. 2010. Use of space and activity pattern of *Sphiggurus villosus* (F. Cuvier, 1823) from Brazil (Rodentia: Erethizontidae). *Mammalian Biology-Zeitschrift fur Saugetierkunde*, 75(5), 455.

- PAGLIA, A. P., DA FONSECA, G. A., RYLANDS, A. B., HERRMANN, G., AGUIAR, L. M., CHIARELLO, A. G., & MENDES, S. L. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. *Occasional Papers in Conservation Biology*, 6, 1-82.
- PATTON, J. L., PARDIÑAS, U. F., & D'ELÍA, G. (Eds.). 2015. *Mammals of South America, volume 2: rodents* (Vol. 2). University of Chicago Press.
- PESSÔA, L. M., TAVARES, W. C., & GONÇALVES, P. R. 2010. Mamíferos das restingas do macrocompartmento litorâneo da Baía de Campos, Rio de Janeiro. - In: Pessoa, L. M. et al. (eds), Mamíferos de Restingas e Manguezais do Brasil. Sociedade Brasileira de Mastozoologia, Museu Nacional, pp. 95–125.
- PRACUCCI, A., ROSA, C. A., & BAGER, A. 2012. Variação sazonal da fauna selvagem atropelada na rodovia MG 354, Sul de Minas Gerais–Brasil. *Biotemas*, 25(1), 73-79.
- PRIMO, P. B., & VÖLKER, C. M. 2003. Bacias hidrográficas dos rios São João e das Ostras: águas, terras e conservação ambiental. Rio de Janeiro, RJ: CILSJ: p. 179.
- REIS, N. R., PERACCHI, A. I., PEDRO, W. A., & DE LIMA, I. P. (Eds.) 2011. *Mamíferos do Brasil*, 2ed.
- ROBINSON, J. G., & REDFORD, K. H. 1986. Body size, diet, and population density of Neotropical forest mammals. *The American Naturalist*, 128(5), 665-680.
- ROSA, C. A., & BAGER, A. 2012. Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. *Journal of Environmental Management*, 97, 1-5.
- ROSENFELD, J. S. 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos*, 98(1), 156-162.
- SAMPAIO, D. T., RUIZ-MIRANDA, C. R., & BELLAN, D. O. 2012. Aspectos da caça comercial de preás -gênero *Cavia* Pallas, 1766 - em Campos dos Goytacazes, RJ. *Vértices*, 14(3), 21-35.
- SANTIAGO, M. E. B., VASCONCELOS, R. O., FATTORI, K. R., MUNARI, D. P., MICHELIN, A. F., & LIMA, V. M. F. 2007. An investigation of *Leishmania* spp. in *Didelphis* spp. from urban and peri-urban areas in Bauru (São Paulo, Brazil). *Veterinary Parasitology*, 150(4), 283-290.
- SANTOS, R. A. L., ASCENSÃO, F., RIBEIRO, M. L., BAGER, A., SANTOS-REIS, M., & AGUIAR, L. M. 2017. Assessing the consistency of hotspot and hot-moment patterns of wildlife road mortality over time. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(1), 56-60.
- SECCO, H., ROSA, C. A., & GONÇALVES, P. R. 2018a. Biodiversity crisis on Brazilian roads. *Biodiversity*, 19(3-4), 219-220.
- SECCO, H., GRILO, C., & BAGER, A. 2018b. Habitat selection by the black-tufted marmoset *Callithrix penicillata* in human-disturbed landscapes. *Journal of Tropical Ecology*, 34(2), 135-144.

- SEILER, A. 2005. Predicting locations of moose–vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 371-382.
- SIMBERLOFF, D., & DAYAN, T. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 22, 115-143.
- SOLLMANN, R., FURTADO, M. M., HOFER, H., JACOMO, A. T., TORRES, N. M., & SILVEIRA, L. 2012. Using occupancy models to investigate space partitioning between two sympatric large predators, the jaguar and puma in central Brazil. *Mammalian Biology*, 77(1), 41-46.
- SOSA, R., & SCHALK, C. M. 2016. Seasonal Activity and Species Habitat Guilds Influence Road-Kill Patterns of Neotropical Snakes. *Tropical Conservation Science*, 9(4), 1940082916679662.
- SUTHERLAND, G. D., HARESTAD, A. S., PRICE, K., & LERTZMAN, K. P. 2000. Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. *Conservation Ecology*, 4(1).
- SULLIVAN, T. L., WILLIAMS, A. F., MESSMER, T. A., HELLINGA, L. A., & KYRYCHENKO, S. Y. 2004. Effectiveness of temporary warning signs in reducing deer-vehicle collisions during mule deer migrations. *Wildlife Society Bulletin*, 907-915.
- SUNDSTROM, S. M., ALLEN, C. R., & BARICHIEVY, C. 2012. Species, functional groups, and thresholds in ecological resilience. *Conservation Biology*, 26(2), 305-314.
- TEIXEIRA, F. Z., COELHO, I. P., ESPERANDIO, I. B., OLIVEIRA, N. R., PETER, F. P., DORNELLES, S. S., DELAZERIS, N. R., TAVARES, M., MARTINS, M.B., & KINDEL, A. 2013a. Are road-kill hotspots coincident among different vertebrate groups? *Oecologia Australis*, 17(1), 36-47.
- TEIXEIRA, F. Z., COELHO, A. V. P., ESPERANDIO, I. B., & KINDEL, A. 2013b. Vertebrate road mortality estimates: effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation*, 157, 317-323.
- TEIXEIRA, B., HIRSCH, A., GOULART, V. D., PASSOS, L., TEIXEIRA, C. P., JAMES, P., & YOUNG, R. 2016. Good neighbours: distribution of black-tufted marmoset (*Callithrix penicillata*) in an urban environment. *Wildlife Research*, 42(7), 579-589.
- TEIXEIRA, F. Z., I. P. COELHO, M. LAUXEN, I. B. ESPERANDIO, S. M. HARTZ, & A. KINDEL. 2016. The Need to Improve and Integrate Science and Environmental Licensing to Mitigate Wildlife Mortality on Roads in Brazil. *Tropical Conservation Science*, 9 (1), 34–42.
- TURNER, I. M., & CORLETT, R. T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution*, 11(8), 330-333.
- VAN DER GRIFT, E. A., R. VAN DER REE, L. FAHRIG, S. FINDLAY, J. HOULAHAN, J. A. G. JAEGER, N. KLAR, L. F. MADRINAN & L. OLSON. 2013. Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity and Conservation* 22: 425–448.

- VAN DER REE, R., JAEGER, J. A., RYTWINSKI, T., & VAN DER GRIFT, E. A. 2015. Good science and experimentation are needed in road ecology. *Handbook of Road Ecology*, 71-81.
- VIEIRA, E. M., & PORT, D. 2007. Niche overlap and resource partitioning between two sympatric fox species in southern Brazil. *Journal of Zoology*, 272(1), 57-63.
- VOSS, R. S. 2015. Superfamily Erethizontoidea Bonaparte, 1845. In: *Mammals of South America, Volume 2: Rodents*. The University of Chicago Press, Chicago and London. pp. 786–805.
- WALKER, B. H. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology*, 6(1), 18-23.

Apêndice I.

Dados secundários de características biológicas dos táxons, retirados da bibliografia existente no Scholar Google e livros tradicionais sobre mamíferos.

GRUPOS FUNCIONAIS	peso (kg)	locomoção	dieta	pré-condição para ocorrência	estudos evidenciam uso de ambientes severamente antropizados (ex: áreas majoritariamente urbanas e agrárias)	maior "home-range"/área de vida conhecida para a espécie (km ²)	Referências consultadas
LMS // espécies com porte abaixo de 11kg na fase adulta, áreas de vida de até 63.74km², especialistas em determinados recursos e pouco adaptadas a ambientes severamente antropizados							
<i>Coendou spinosus</i>	1.8	arborícola	frugívoro-folívoro	estrato arbóreo	sim	0.063	Paglia et al. 2012, Passamani et al. 2010
<i>Tamandua tetradactyla</i>	5.2	escansorial	mirmecófago	ambientes ricos em formigueiros e cupimzeiros	não	3.75	Paglia et al. 2012, Hayssen 2010, Trovati & Brito 2009, Rodrigues et al. 2008
<i>Procyon cancrivorus</i>	5.4	escansorial	frugívoro-onívoro	bordas de ambientes aquáticos	não	10.9	Paglia et al. 2012, Gatti et al. 2006, Arispe et al. 2008, Cheida thesis 2012, Gehrt 2003, Yanosky & Mercolli 1990, Carrillo & Vauughan 1993
<i>Lontra longicaudis</i>	6	semi-aquático	psívoro-carnívoro	ambientes aquáticos	não	0.06	Paglia et al. 2012, Nakano-Oliveira 2004, Almeida & Pereira 2017, Marmontel et al. 2011
<i>Leopardus pardalis</i>	8-11	terrestre	carnívoro	ambientes com alta riqueza de animais vertebrados de pequeno e médio porte (se alimenta predominantemente de carne das presas)	não	37.09	Paglia et al. 2012, Bianchi et al. 2016, Bianchi 2009, Goulart et al. 2009, Dillon & Kelly 2007, Dillon & Kelly 2008, Bitetti et al. 2005, Abreu et al. 2007

GRUPOS FUNCIONAIS	peso (kg)	locomoção	dieta	pré-condição para ocorrência	estudos evidenciam uso de ambientes severamente antropizados (ex: áreas majoritariamente urbanas e agrárias)	maior "home-range"/área de vida conhecida para a espécie (km ²)	Referências consultadas
<i>Bradypus torquatus</i>	6.6	arborícola	folívoro	estrato arbóreo	não	0.29	Paglia et al. 2012, Cassano et al. 2010, Chiarello 1998, Falconi et al. 2015
<i>Puma yagouaroundi</i>	3-6	terrestre	carnívoro	ambientes com alta riqueza de animais vertebrados de pequeno e médio porte (se alimenta predominantemente de carne das presas)	não	63.74	Paglia et al. 2012, Crawshaw 1995, Michalski et al. 2006, Oliveira et al. 2010, Caso thesis 2013, Kasper et al. 2016, Trovati 2004, Giordano 2015
<i>Leopardus wiedii</i>	3-9	escansorial	carnívoro	ambientes florestados	não	21.85	Paglia et al. 2012, Kasper et al. 2016, Manfredi et al. 2006, Carvajal-Villarreal et al. 2012, Wang 2002, Rocha-Mendes & Bianconi 2009
LMG // espécies com porte abaixo de 11kg na fase adulta, áreas de vida de até 63.74km², generalistas adaptadas a explorar ambientes severamente antropizados							
<i>Didelphis aurita</i>	0.67-1.8	escansorial	frugívoro-onívoro		sim	0.03	Paglia et al. 2012, Caceres & Monteiro-Filho 2010, Caceres 2003, Oliveira et al. 2015, Caceres et al. 1999
<i>Dasypus novemcinctus</i>	3.65	semi-fossorial	insetívoro-onívoro		sim	0.38	Paglia et al. 2012, Tauman & Robbins 1996, Bond et al. 2000, Loughry & McDonough 1998, Vaughan & Shoenfelder 1999
<i>Cavia fulgida</i>	0.28	terrestre	herbívoro pastador		sim	0.001 (<i>Cavia aperea</i>)	Paglia et al. 2012, Pascual et al. 2018, Latcher 2016

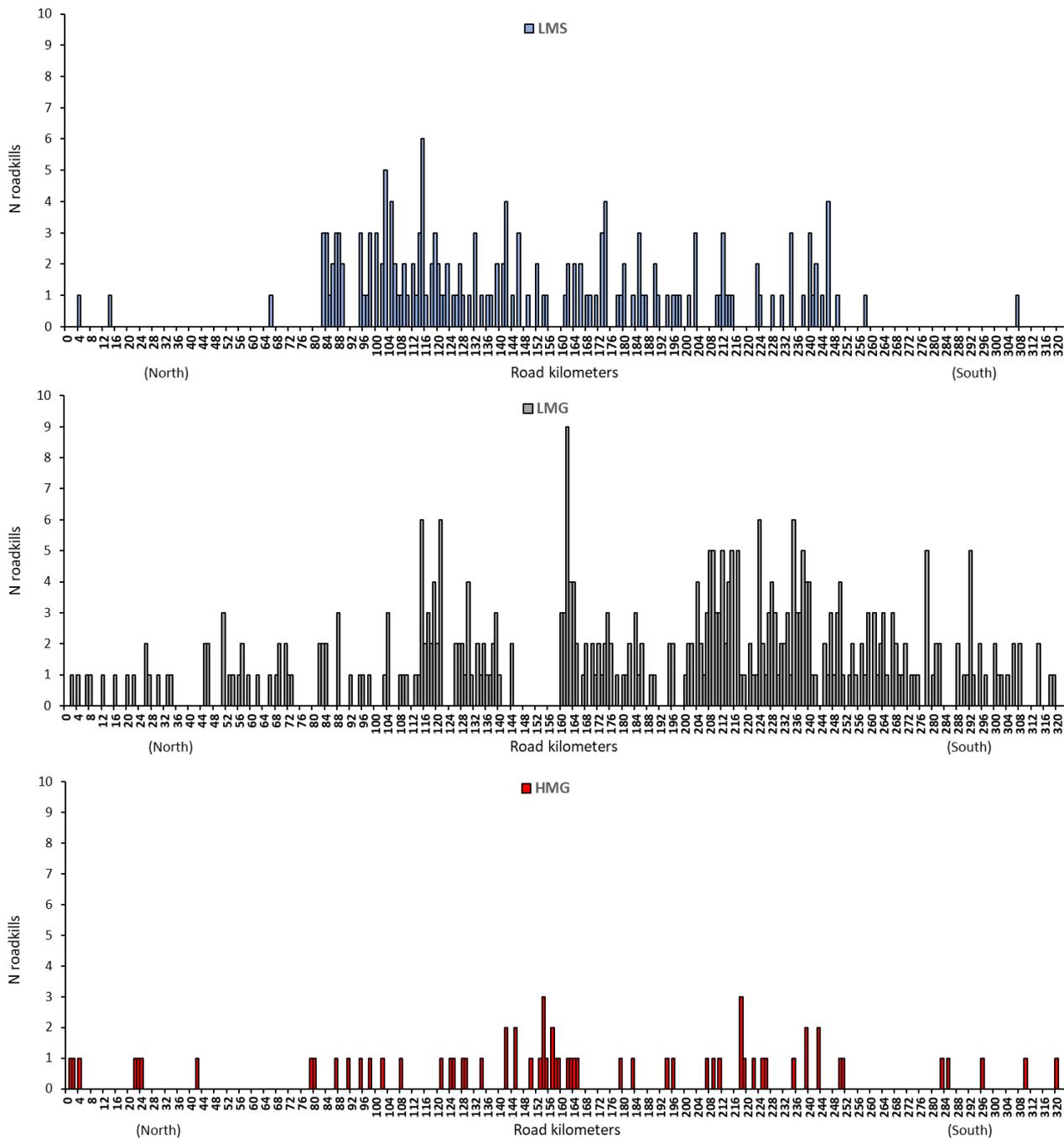
GRUPOS FUNCIONAIS	peso (kg)	locomoção	dieta	pré-condição para ocorrência	estudos evidenciam uso de ambientes severamente antropizados (ex: áreas majoritariamente urbanas e agrárias)	maior "home-range"/área de vida conhecida para a espécie (km2)	Referências consultadas
<i>Callithrix sp. (espécies C. aurita/C. penicillata/C. jacchus)</i>	0.25-0.40	arborícola	frugívoro-insetívoro-gomívoro	estrato arbóreo	sim	0.068	Paglia et al. 2012, Ferrari et al. 1996, Miranda & Faria 2001, Vilela & Del-Claro 2011, Zago et al. 2014, Castro 2003, Hubrecht 1984, Pinheiro & Pontes 2015, Pontes & Cruz 1995
<i>Euphractus sexcinctus</i>	5.4	semi-fossorial	insetívoro-onívoro		sim	1.9	Paglia et al. 2012, Medri thesis 2008
<i>Alouatta guariba clamitans</i>	4.1-7.15	arborícola	folívoro-frugívoro	estrato arbóreo	sim	0.70	Paglia et al. 2012, Aguiar et al. 2003, Agostini et al. 2009, Martins et al. 2011, Miranda & Passos 2011, Jardim thesis 2005, Lokschin et al. 2007
<i>Family Dasypodidae (gêneros Cabassous/Dasypus/Euphractus)</i>	3.2-5.4	semi-fossorial	mirmecófago-insetívoro-onívoro		sim	2.06	Paglia et al. 2012, Desbiez et al. 2018, Tauman & Robbins 1996, Bond et al. 2000, Loughry & McDonough 1998, Vaughan & Shoenfelder 1999, Medri thesis 2008
<i>Galictis cuja</i>	1-3	terrestre	carnívoro-insetívoro		sim	4.2 (<i>Galictis vittata</i>)	Paglia et al. 2012, Zapata et al. 2005, Ebensperger et al. 1991, Delibes et al. 2003, Campos et al. 2006, Sunquist et al. 1989, Lariviere & Jennings 2009

GRUPOS FUNCIONAIS	peso (kg)	locomoção	dieta	pré-condição para ocorrência	estudos evidenciam uso de ambientes severamente antropizados (ex: áreas majoritariamente urbanas e agrárias)	maior "home-range"/área de vida conhecida para a espécie (km2)	Referências consultadas
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	1.2	terrestre	herbívoro pastador		sim	0.04	Paglia et al. 2012, Dias et al. 2019, Alvarez et al. 2013, Chiarello 1998, Dantas et al. 2016, Galetti & Sazima 2006
<i>Sapajus nigritus</i>	3-4	arborícola	frugívoro-onívoro	estrato arbóreo	sim	4.84	Paglia et al. 2012, Scarry 2013, Izar et al. 2011, Di Bitetti 2001
<i>Nasua nasua</i>	5.1	terrestre	frugívoro-onívoro		sim	13.32	Paglia et al. 2012, Bianchi et al. 2016, Bianchi 2009, Beisiegel & Mantovani 2005, Alves-Costa & Eterovick 2007, Trovati et al. 2010, Hirsch 2010, Hirsch et al. 2013
<i>Conepatus semistriatus</i>	2.4	terrestre	insetívoro-onívoro		sim	2.55	Paglia et al. 2012, Kasper et al. 2009, Cavalcanti et al. 2014, Gonzalez-Maya et al. 2017
HMG // espécies com porte acima de 6.5kg na fase adulta, áreas de vida de até 898km2, generalistas adaptadas a explorar ambientes severamente antropizados							
<i>Cerdocyon thous</i>	6.5	terrestre	carnívoro		sim	12.8	Paglia et al. 2012, Gatti et al. 2006, Bianchi et al. 2016, Bianchi 2009, Maffei et al. 2007, Alves-Costa & Eterovick 2007, Juarez & Marinho-Filho 2002, Trovati et al. 2007
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	35-65	semi-aquático	herbívoro pastador	ambientes aquáticos	sim	9.97	Paglia et al. 2012, Corriale et al. 2013, Almeida & Biondi 2014, Campos-

GRUPOS FUNCIONAIS	peso (kg)	locomoção	dieta	pré-condição para ocorrência	estudos evidenciam uso de ambientes severamente antropizados (ex: áreas majoritariamente urbanas e agrárias)	maior "home-range"/área de vida conhecida para a espécie (km2)	Referências consultadas
							Krauer et al. 2014, McDonald et al. 2007, McDonald 1981
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	22	terrestre	carnívoro-onívoro		sim	115	Paglia et al. 2012, Bandeira de Melo et al. 2006, Coelho et al. 2007, Dietz 1984, Rodrigues et al. 1998, Jacomo et al. 2009, Coelho et al. 2008
<i>Puma concolor</i>	22-70	terrestre	carnívoro		sim	898	Paglia et al. 2012, Grigione et al. 2002, Dickson & Beier 2002, Dickson & Beier 2006, Elbroch & Wittner 2012, Rau & Jimenez 2002, Martinez et al. 2012

Apêndice II.

Distribuição dos atropelamentos de cada grupo funcional entre o km 0 e km 322 da rodovia BR-101/RJ Norte, considerando os registros de outubro de 2014 a setembro de 2018. LMS: especialistas de baixa mobilidade/vagilidade; LMG: generalistas de baixa mobilidade/vagilidade; HMG: generalistas de alta mobilidade/vagilidade.



Apêndice III.

Sumário dos parâmetros estatísticos gerais relativos à distância (m) dos locais de atropelamento e os fragmentos florestais mais próximos com área mínima de 10 hectares, para os três grupos funcionais registrados na rodovia BR-101/RJ Norte. LMS: grupo funcional composto pelas espécies especializadas de baixa mobilidade; LMG: grupo funcional composto por espécies generalistas de baixa mobilidade; HMG: grupo funcional composto por espécies generalistas de alta mobilidade.

Statistical parameters	LMS	LMG	HMG
Minimum Value	2	2	8
Average	578	837	816
Maximum Value	2292	8383	5845
Standard Error	50	78	147

CAPÍTULO 2

Implicações da duplicação de uma rodovia sobre a incidência de atropelamentos de ouriços-cacheiros *Coendou spinosus*

Resumo

O Brasil vem colocando em prática um plano de ampliação e expansão de sua malha rodoviária nos últimos anos, reafirmando ainda mais a dependência do país deste modal viário. Diagnosticar e monitorar continuamente os impactos de rodovias brasileiras que sofreram processo de duplicação sobre a comunidade faunística afetada é de suma importância para que possamos desenvolver e aprimorar medidas de prevenção, atenuação, e mitigação do impacto relativo ao atropelamento sobre espécies da fauna silvestre brasileira. O presente estudo tem como objetivo avaliar como as alterações das características estruturais em um trecho duplicado de uma rodovia interferiram na dinâmica dos atropelamentos de ouriços-cacheiros (*Coendou spinosus*) ao longo do tempo. A base de dados desse estudo é proveniente de campanhas de monitoramento ao longo do trecho entre o km 84 e km 124 da rodovia BR-101/RJ Norte, realizadas entre 2013 e 2018, com periodicidade mensal. Foi estimada a taxa de atropelamento de ouriços-cacheiros como indivíduos/km/dia de amostragem realizada, e a mesma foi feita separadamente para cada um dos 4 setores analisados: km 84-94 (T1_A), km 94-104 (T1_B), km 104-114 (T1_C), km 114-124 (T1_D). As influências de variáveis preditivas atreladas às modificações estruturais destes trechos que sofreram durante as obras de duplicação nas taxas de atropelamento da espécie foram avaliadas por meio da seleção de modelos lineares generalizados mistos baseada no critério de informação de Akaike (AIC). A média de atropelamentos no trecho inteiro foi de 0,015 indivíduos/km/dia. A ponderação das contribuições das variáveis preditivas da taxa de atropelamentos entre os melhores modelos evidenciou influências significativas do número de pistas da rodovia, da presença de barreiras divisórias entre pistas, e da extensão total de retas. Entre as medidas mitigatórias propostas está a instalação de redutores de velocidade, em conjunto com passagens de fauna aéreas especificamente em locais que possuam conexão do dossel florestal presente nas duas margens, e que estejam em setores da rodovia com recorrente incidência de atropelamentos de ouriço-cacheiro. Recomenda-se a adoção de cercas de proteção em setores de traçado retilíneo em contato com áreas de vegetação nativa, que tendem a ter comunidades faunísticas compostas por maior diversidade de espécies. Ademais, devem ser estudadas junto a equipe de engenharia de segurança de tráfego estruturas que favoreçam o escape dos animais, como interseções curtas de espaço (pequenos vãos livres) ao longo das estruturas divisórias entre pistas, de modo a permitir que animais possam ter maiores chances de completar as travessias.

Palavras-chave: road ecology, wildlife–vehicle collisions, dualling road, porcupine.

Introdução

As rodovias são um tipo comum de empreendimento linear responsável por causar diferentes tipos de impactos ambientais sobre a biodiversidade animal em todo o planeta (Laurance et al. 2014, Ibsch et al. 2016). Entre os mais relevantes, está o atropelamento de fauna decorrente das colisões entre veículos e animais silvestres (van der Ree et al. 2015). Esse impacto pode ser responsável pela perda de biodiversidade animal em função da redução de populações acometidas na região onde a rodovia está inserida, à medida em que uma parcela dos indivíduos que compõem uma dada população silvestre pode ser perdida em taxas superiores à capacidade de recuperação da mesma por meio de eventos reprodutivos (Fahrig et al. 2009, Borda-de-Água et al. 2014). Nesse sentido, os atributos relativos à biologia de cada espécie são determinantes para configurar maior ou menor potencial de impacto das rodovias sobre as populações (Rytwinski & Fahrig 2012, Grilo et al. 2018a).

No Brasil, há a perspectiva de ser colocar em prática um plano de ampliação (melhoria de rodovia pré-existent) e expansão (construção de novos trajetos) de sua malha rodoviária (Bager et al. 2015), a qual já coloca o país entre aqueles com maior dependência deste modal viário, contando com aproximadamente 1,7 milhões de quilômetros de rodovias pavimentadas e estradas de terra (DNIT 2014). Adicionalmente, estima-se que em torno de 470 milhões de animais silvestres são mortos por atropelamentos em rodovias brasileiras anualmente (Cbee 2019). Esse cenário evidencia a urgente necessidade e importância do país se preparar tecnicamente para passar por esse processo em escala nacional sem grandes perdas de biodiversidade (Secco et al. 2018). Deve-se gerar conhecimento suficiente, e em tempo hábil, para que medidas adotadas na gestão ambiental rodoviária brasileira, visando a redução e mitigação desses impactos ambientais, incorporem fundamentos científicos e a expertise acumulada em diferentes casos de estudo no âmbito do licenciamento ambiental de empreendimentos dessa magnitude, tanto em território nacional, quanto em países de primeiro mundo (Teixeira et al. 2016). Logo, um dos gargalos de conhecimento seria diagnosticar e monitorar continuamente os impactos de rodovias que passaram pelo processo de duplicação sobre a comunidade faunística potencialmente afetada. Pesquisas nesse contexto são de suma importância para aprimorar medidas de prevenção, atenuação, e mitigação destes impactos, que tendem se acentuar no Brasil nos próximos anos.

Como modelo de estudo a ser escolhido, um mamífero arborícola comumente registrado nos dados de atropelamentos de fauna em áreas sob domínio do bioma da Mata Atlântica, e destacadamente na região Sudeste do Brasil, é o ouriço-cacheiro (*Coendou spp.*) (Cunha et al. 2010,

Hegel et al. 2012, Grilo et al. 2018b, Magioli et al. 2019). Esse roedor de hábito solitário e noturno é reconhecido por seus espinhos amarelos em meio aos pelos alongados, comportamento pacífico à aproximação de pessoas, e hábito de explorar a copa das árvores, incluindo deslocamentos entre árvores através de estruturas aéreas próximas de áreas periurbanas e rurais (por exemplo fios de postes de iluminação, cercas e telhados) (Neto & Viadana 2006, Passamani 2010). Ainda assim, o conhecimento a respeito de atributos biológicos, como por exemplo área de vida, dispersão, taxa reprodutiva, e comportamento natural, ainda é escasso para os ouriços-cacheiros. Nos últimos anos, foi realizada uma profunda revisão taxonômica da família Erethizontidae, da qual as espécies de ouriço-cacheiro fazem parte (Voss 2011), que somada a estudos posteriores (Caldara Júnior & Leite 2012), sugere que as populações de ouriços-cacheiros estabelecidas no estado do Rio de Janeiro integrem a espécie *Coendou spinosus*.

A rodovia BR-101/RJ Norte é uma das mais importantes para escoamento de produtos, matérias-primas e pessoas no país. Obras de duplicação e modernização de rodovias construídas há muitos anos atrás estão em curso em diversas regiões do Brasil, principalmente em locais onde a administração rodoviária é feita por companhias privadas (concessões concedidas pelo poder público). Desde 2012, a BR-101/RJvêm recebendo intervenções para melhoria de tráfego e segurança de suas vias, em diferentes trechos, incluindo obras de duplicação do traçado (Arteris Fluminense 2019). Nos seus trechos recentemente duplicados mais ao norte (entre o Km 84 e o Km 144), o ouriço-cacheiro foi a segunda espécie de mamífero silvestre mais registrada entre os atropelamentos de fauna silvestre registrados de 2013 a 2018, o que foge ao padrão esperado para mamíferos arborícolas normalmente dependentes de fragmentos florestais (a espécie de mais registrada foi *Didelphis aurita*, uma espécie de altíssima plasticidade ecológica já conhecida, capaz de habitar todos os tipos de áreas antropizadas indiscriminadamente, e que dificilmente responde a alguma variável específica da rodovia). Esta constatação torna as informações sobre atropelamentos de ouriço-cacheiro relevantes para se investigar os efeitos de modificações estruturais da rodovia no padrão de mortalidade de uma das espécies de mamíferos silvestres mais impactadas por este tipo de empreendimento na região.

Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo avaliar de que maneira as alterações das características estruturais interferem na dinâmica dos atropelamentos de ouriços-cacheiros *Coendou spinosus* no decorrer da duplicação (antes, durante, e depois das obras). A partir desta avaliação, são discutidas estratégias para a mitigação desse impacto sobre esta e outras espécies similares de mamíferos arborícolas em outras rodovias.

Material e Métodos

Área de Estudo

A área de estudo está localizada na rodovia BR-101/RJ Norte, no trecho com 40 km de extensão compreendido entre o km 84 (Lat 7584901 S, Long 244640 E, Zona 24 K, UTM) e o km 124 (Lat 7558431 m S, Long 223010 m E, Zona 24 K, UTM), o qual, liga os municípios de Campos dos Goytacazes e Carapebus (T1_Total) (Figura 1). Esse trecho da rodovia apresentou cronogramas distintos para a realização das obras de duplicação ao longo do seu traçado (Tabela 1), mas todos foram monitorados a partir da primeira intervenção em algum subtrecho (de janeiro de 2013 a dezembro de 2018), de modo a ter subtrechos com a duplicação concluída em diferentes momentos, alguns podendo servir de controle momentâneo de outros impactados pelas obras.

A paisagem homogênea onde se encontra esse trecho rodoviário apresenta notório predomínio de extensas áreas de pastagem para pecuária, dotadas de pequenos fragmentos florestais de vegetação nativa mantidos por meio de áreas de preservação permanente e reservas legais de propriedades rurais, que em alguns casos pontuais também são dotadas de pequenos cultivos de cana-de-açúcar ou de silvicultura (principalmente plantio de eucalipto). A região também é caracterizada por uma planície de grande extensão e terreno predominantemente plano, não havendo área montanhosa com desníveis de altitude.

Tabela 1. Descrição dos períodos de início e de conclusão das obras de duplicação em cada setor rodoviário amostrado na rodovia BR-101/RJ Norte.

Road_sector	Km	Start_dualling	Finish_dualling
T1_A	84-94	01_2014	02_2017
T1_B	94-104	02_2013	02_2016
T1_C	104-114	01_2013	02_2014
T1_D	114-124	01_2013	02_2015

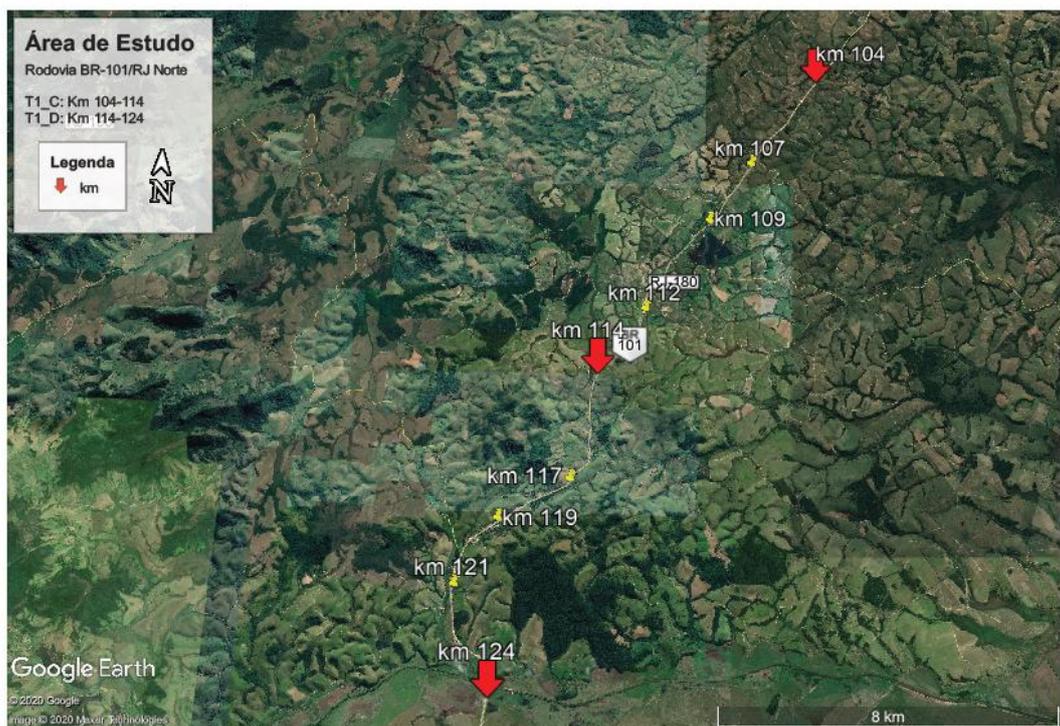
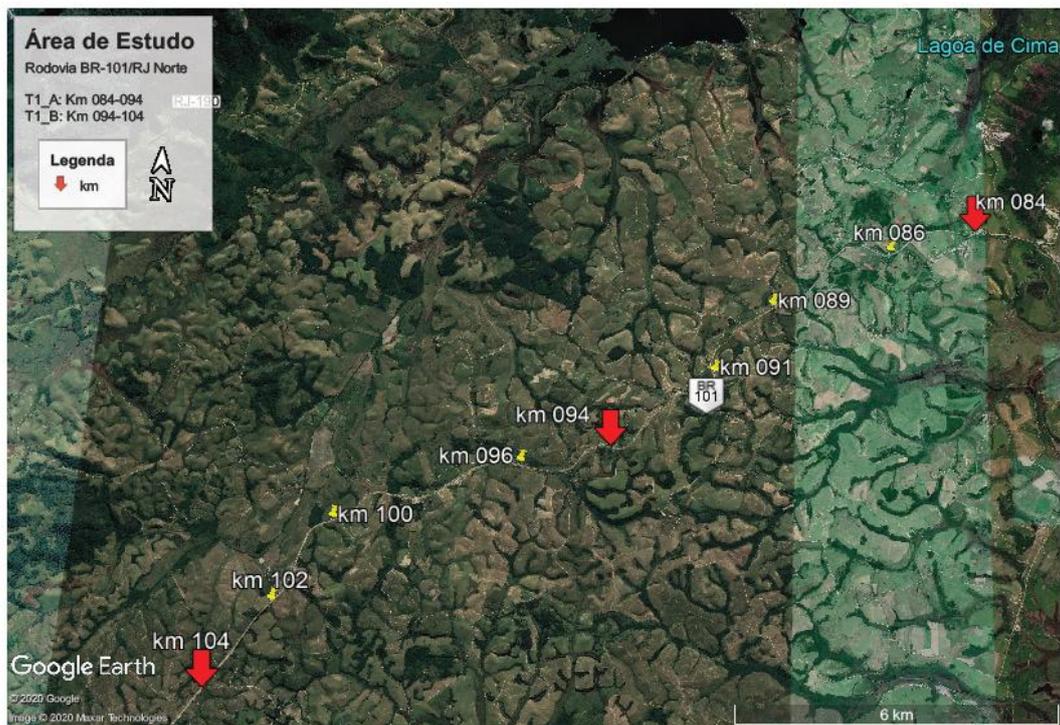


Figura 1. Subtrechos amostrados T1_A, T1_B, T1_C e T1_D da rodovia BR-101/RJ Norte, entre os municípios de Macaé e Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brasil. Os marcadores vermelhos indicam início e término de cada subtrecho amostral, enquanto que os marcadores amarelos representam marcos quilométricos ao longo do traçado.

Amostragem

Os dados de ouriços-cacheiros atropelados foram coletados através de campanhas sistematizadas de monitoramento ao longo do trecho entre o km 84 e km 124 da rodovia BR-101/RJ Norte, com periodicidade de uma a duas vezes por mês. O monitoramento se deu por meio de veículo automotor a uma velocidade de aproximadamente 50 km/h entre janeiro de 2013 e dezembro de 2018, totalizando 72 meses de amostragem. Todos os registros de atropelamento foram devidamente catalogados em planilha de campo padrão, contendo data, horário, informação sobre o número de pistas existentes, presença de obras de duplicação nas imediações do local, bem como presença de divisórias entre as pistas, redutores de velocidade, e vegetação nativa às margens da rodovia. Todos os espécimes foram fotografados detalhadamente, e tiveram as localidades de seus registros georreferenciadas.

O caráter principal de diagnose da espécie *Coendou spinosus* foi a presença de espinhos amarelos e a presença de cauda típica desse táxon, os quais normalmente permanecem mais preservados que o restante do corpo do animal independentemente do estágio de decomposição, podendo ser notados até 45 dias depois do atropelamento ocorrido (H. Secco comunicação pessoal). Em alguns casos, espécimes íntegros que ainda apresentavam boas condições de preservação foram recolhidos e encaminhados para tombamento na coleção científica de mamíferos do Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade da Universidade Federal do Rio do Janeiro, em Macaé (NUPEM/UFRJ).

Análise dos Dados

Foi estimada a taxa de atropelamento de ouriços-cacheiros através da fórmula de número de indivíduos/km/dia de amostragem realizada (Rosa & Bager 2012), e a mesma foi feita separadamente para cada um dos 4 setores analisados: km 84-94 (T1_A), km 94-104 (T1_B), km 104-114 (T1_C), km 114-124 (T1_D). Para cada um desses setores a taxa foi estimada semestralmente entre os anos de 2013 e 2018, englobando desde o início até depois do término das obras de duplicação (2013_1, 2013_2, 2014_1, 2014_2, 2015_1, 2015_2, 2016_1, 2016_2, 2017_1, 2017_2, 2018_1, 2018_2). O uso dessa taxa leva em consideração a influência do número de amostragens realizadas no semestre, tendo em vista que o esforço variou entre uma e duas campanhas de monitoramento por mês no decorrer dos anos. Essa abordagem possibilita comparações espaço-temporais mais seguras entre os diferentes períodos e setores da rodovia.

Para a identificação das variáveis estruturais da rodovia que mais influenciam a ocorrência dos atropelamentos de ouriço-cacheiro, foram utilizados Modelos Mistos Lineares Generalizados

(GLMMs, Bolker et al. 2008). A variável resposta (dependente) foi a taxa de atropelamento multiplicada por 100 (ind./km/dia de amostragem*100), para a qual foi assumida uma distribuição de Poisson. Esta distribuição se mostra mais adequada para dados de contagem, como os números de atropelamentos na rodovia (Zuur et al. 2009). As variáveis preditivas (independentes) incluídas na modelagem foram: período “Period” (categórica; 2013_01-2018_02), setor da rodovia “Road_sector” (categórica; T1_A-D), média diária de tráfego veicular dentro do semestre “Traffic” (5604-7937 veículos), presença de obras de duplicação “Construction” (1/0), número de pistas “N_lanes” (2/4), presença de barreiras divisórias entre as pistas “Road_barrier” (binária; 1/0), número de redutores de velocidade “N_speed_reducers” (0-1), extensão total de retas “Total_linear_length” (4,3-6,2 km), número de locais com vegetação nativa presente em ambas margens da rodovia “N_marginal_vegetation” (0-2). As variáveis “Period” e “Road_sector” foram incluídas nos modelos como variáveis de efeito aleatório com intuito de controlar a heterogeneidade temporal e espacial, respectivamente. Controlar os efeitos aleatórios dessas variáveis se faz necessário devido à inexistência de conhecimento acerca do histórico da região onde esses setores se encontram, no que tange à abundância da espécie estudada. As variáveis de interesse da análise foram incluídas como sendo de efeito fixo.

As predições iniciais que justificaram a escolha dessas variáveis preditivas foram: (1) quanto maior o volume de tráfego, maior será a probabilidade de colisões devido ao aumento no número de veículos transitando simultaneamente na rodovia; (2) quanto mais obras de duplicação ocorrendo ao longo da rodovia, menor será o número de atropelamentos devido à redução da velocidade de deslocamento dos veículos imposta pelas obras; (3) quanto maior o número de pistas, maior será a propensão aos atropelamentos de ouriço-cacheiro um função do aumento da área da rodovia a ser atravessada pelos animais e do aumento do volume de veículos transitando em uma rodovia duplicada; (4) quanto mais recorrentes as barreiras divisórias entre as pistas, maior também será o número de atropelamentos, uma vez que elas impediriam a travessia dos animais ou aumentariam o tempo de exposição dos ouriços-cacheiros na rodovia; (5) quanto maior o número de redutores de velocidade, menor será o número de atropelamentos devido à menor velocidade dos veículos na via; (6) quanto maior a extensão total de retas na rodovia, maior serão as chances de haver atropelamentos devido ao aumento inerente da velocidade dos veículos em traçados retilíneos; (7) quanto maior o número de locais na rodovia que possuem corredores de vegetação arbórea presentes em ambas as margens simultaneamente, maior será a propensão para que os atropelamentos ocorreram, haja visto que seriam rotas de travessia de menor distância entre habitats atrativos aos ouriços-cacheiros.

O tráfego veicular médio foi informado pela concessionária administradora da rodovia, a qual se baseou na contagem aproximada de veículos que passaram por seus pedágios semestralmente. A extensão total de retas é uma variável associada a linearidade do traçado rodoviário e foi medida em

quilômetros com auxílio do traçado georeferenciado da rodovia no GoogleEarthPro v7.3. Todas as variáveis de efeito fixo foram reavaliadas a cada período semestral para os quatro setores da rodovia amostrada.

A multicolinearidade das variáveis preditivas foi testada utilizando o fator de inflação da variação (VIF), por meio do pacote “car” presente no R (R Development Core Team 2019). O valor de VIF na relação par-a-par entre todas as variáveis integrantes do modelo completo foi menor que 3 (não excederam mais do que 2,27), o que indica que as mesmas não estão significativamente correlacionadas (Zuur et al. 2009, Zuur et al. 2010).

Ao combinar as 7 variáveis de efeito fixo, um total de 58 modelos foram testados e ranqueados por meio do critério de informação de Akaike (AIC; Burnham & Anderson 2002). Cada modelo representou uma hipótese distinta quanto aos fatores da rodovia que poderiam explicar a ocorrência dos atropelamentos de ouriços-cacheiros (*Coendou spinosus*). A seleção dos modelos mais parcimoniosos se baseou no ranking com valores de $\Delta AIC \leq 2$. Ao constatar mais de um modelo com valor ≤ 2 , foi calculada uma média ponderada dos coeficientes de regressão (β) das variáveis preditores incluídas nos modelos e seus respectivos erros-padrão (“model averaging”) (Burnham & Anderson 2002). Para a análise dos GLMMs, utilizou-se a função “glmer” incluída no pacote “lme4” no R (R Development Core Team 2019, Bates 2010). Para avaliar a adequabilidade dos GLMMs mais parcimoniosos, a distribuição dos resíduos foi investigada por meio de gráficos de quantiles-quantiles teóricos (q-q plots).

Resultados

Foram registrados 56 espécimes de ouriço-cacheiro (*Coendou spinosus*) atropelados no trecho inteiro (T1_Total) compreendido entre o km 84 e o km 124 da rodovia BR101/RJ Norte, desde janeiro de 2013 a dezembro de 2018. Dessa forma, atingiu-se uma média de 0,015 indivíduos/km/dia de amostragem, considerando os 40 km de extensão desse trecho em questão, e o número de campanhas realizadas nesse período de seis anos (variando de 0,008 a 0,035 ind./km/dia de amostragem entre os semestres) (Figura 2). Ao dividir o trecho na análise em segmentos de 10 km, a incidência de atropelamentos varia de forma não-significativa entre eles. O setor T1_A (km 84-94) apresentou 6 registros, o setor T1_B (km 94-104) apresentou 8 registros, seguido pelo setor T1_C (km 104-114) com 12 registros, enquanto o quarto setor, T1_D (114-124), totalizou 30 registros (Figura 3).

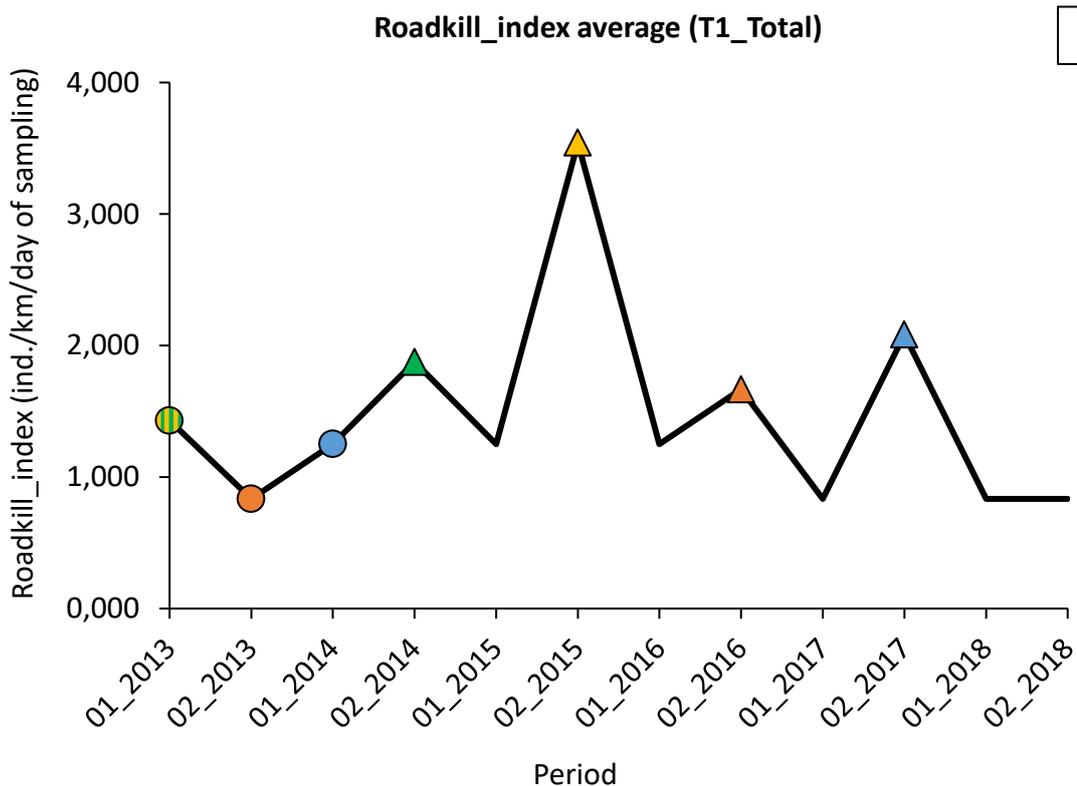
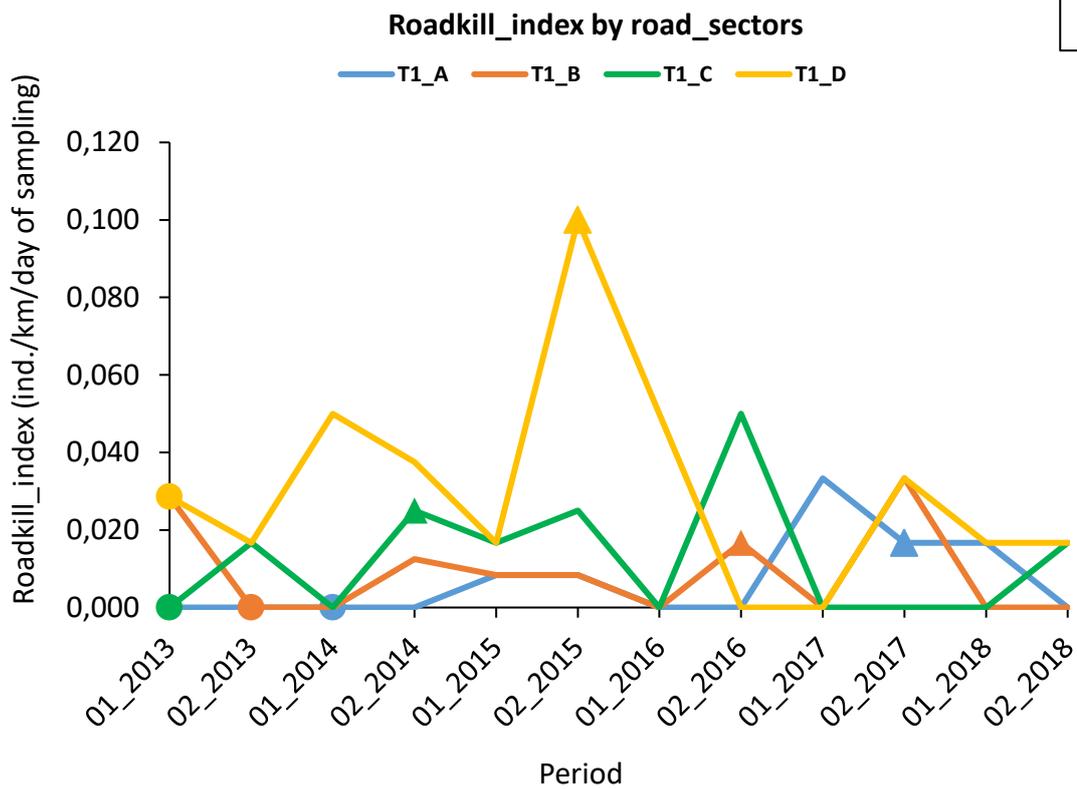


Figura 2. A: Taxa de atropelamento de *Coendou spinosus* para cada subtrecho de 10 quilômetros amostrado entre o km 84 e o km 144 da rodovia BR101/RJ Norte, durante 12 semestres. B: Taxa de atropelamento média de *Coendou spinosus* para o trecho inteiro de 40 quilômetros amostrado na rodovia BR101/RJ Norte, entre o km 84 e o km 124, durante 12 semestres. Os círculos representam

início das obras de duplicação, enquanto os triângulos representam o término. A cor azul representa T1_A (Km 84-94), laranja T2_B (Km 94-104), verde T3_C (Km 104-114), amarela T4_D (114-124).

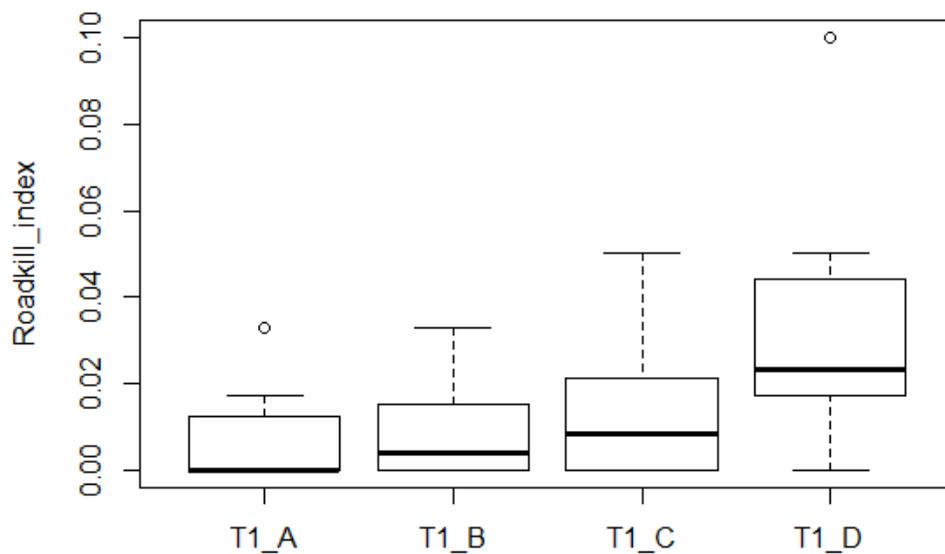


Figura 3. Boxplot da taxa de atropelamento de *Coendou spinosus* em cada setor analisado da rodovia BR101/RJ Norte englobando todo o período de monitoramento (2013 a 2018). T1_A: Km 84-94, T1_B: Km 94-104, T1_C: Km 104-114, T4_D: 114-124.

Dentre os 58 modelos testados para prever a ocorrência de atropelamentos de ouriços-cacheiros na rodovia duplicada, 10 deles apresentaram $\Delta AIC \leq 2$ (Tabela 1). As 7 variáveis preditivas avaliadas estiveram presentes entre eles e totalizaram um $AIC_w = 0,457$. Os coeficientes de regressão destes 10 modelos evidenciaram contribuições significativas ($P\text{-value} \leq 0,05$) do número de pistas da rodovia, da presença de barreiras divisórias, e da extensão total de retas à incidência de atropelamentos de ouriços-cacheiros (Tabela 2, Figura 4), sendo que a primeira esteve negativamente relacionada e as duas últimas apresentaram correlações positivas com a variável resposta. Deste modo, quanto maior o número de pistas, menor tende a ser a taxa de atropelamento de *Coendou spinosus*, e quanto mais barreiras divisórias entre as pistas e maior a extensão de retas no traçado da rodovia, maior a incidência dos atropelamentos.

Tabela 2. Parâmetros dos melhores modelos candidatos dos GLMMs descrevendo as características da rodovia duplicada determinantes para a ocorrência de atropelamentos de *Coendou spinosus*, na BR101/RJ Norte, Brasil. K: Número de parâmetros estimados + intercepto, AIC: Critério de informação de Akaike, ΔAIC ($AIC_i - AIC_{min}$), $AIC\omega$ (Peso de Akaike).

Candidate Model	K	AIC	ΔAIC	$AIC\omega$
N_lanes+Road_barrier	3	165.6	0	0.074
Traffic+Total_linear_length	3	166.2	0.6	0.054
N_lanes+Road_barrier+Total_linear_length	4	166.3	0.7	0.052
Total_linear_length	2	166.4	0.8	0.049
Construction+N_lanes+Road_barrier	4	166.5	0.9	0.048
Construction+N_lanes+Road_barrier+Total_linear_length	5	166.5	0.9	0.047
N_lanes+Road_barrier+N_speed_reducers	4	166.8	1.2	0.040
Total_linear_length+N_marginal_vegetation	3	166.9	1.3	0.038
N_lanes+Road_barrier+N_marginal_vegetation	4	167.6	2	0.028
N_lanes+Total_linear_length	3	167.6	2	0.027

Tabela 3. Parâmetros das variáveis preditivas incluídas no modelo médio final que descreve as características da rodovia duplicada determinantes para a ocorrência de atropelamentos de *Coendou spinosus*, na BR101/RJ Norte, Brasil. β = coeficiente de regressão; SE = erro-padrão, Z-value = valor de Z, P-value = nível de significância do valor de Z. Variáveis significativas em negrito.

Variable	β	SE	Z-value	P-value
N_lanes	-0.1244	0.0486	-0.5997	0.0024
Road_barrier	0.2714	0.1064	0.6532	0.0028
Traffic	0.0003	0.0002	1.2190	0.2228
Total_linear_length	0.1056	0.0463	0.4611	0.0046
Construction	0.3164	0.2404	0.6511	0.0931
N_speed_reducers	-0.3644	0.4106	-0.8870	0.3749
N_marginal_vegetation	0.2883	0.2338	0.7099	0.1253

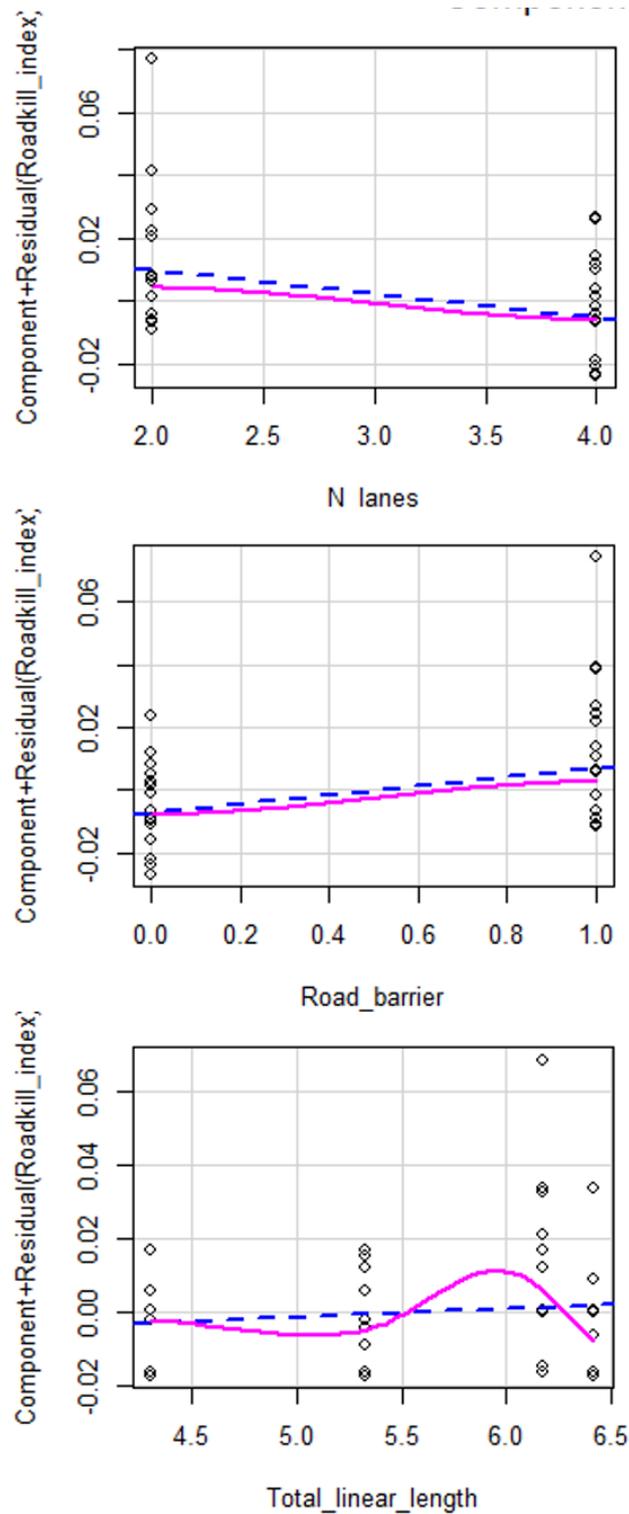


Figura 4. Resíduos parciais das três variáveis preditivas mais significativas (número de pistas, presença de barreiras divisórias entre as pistas, extensão total de retas) em relação a variável resposta (taxa de atropelamento de *Coendou spinosus* na rodovia BR101/RJ Norte, Brasil) do modelo médio final.

Discussão

Os resultados do presente estudo indicam que todas as variáveis estruturais da rodovia avaliadas exercem alguma influência sobre a ocorrência dos atropelamentos de ouriço-cacheiro (*Coendou spinosus*): número de pistas, presença de barreiras divisórias entre pistas, distância linear total do traçado, volume de tráfego veicular médio, presença de obras de duplicação, número de redutores de velocidade, e número de locais com vegetação nativa presente nas duas margens da rodovia. Dentre essas, as variáveis com influência mais significativa consistem no número de pistas, presença de barreiras divisórias entre pistas, e distância linear total do traçado ($P\text{-value} \leq 0,05$). Algumas delas tiveram relação positiva ($+\beta$) com a variável resposta (presença de barreiras divisórias entre pistas, distância linear total do traçado, volume de tráfego veicular médio, presença de obras de duplicação, número de locais com vegetação nativa presente nas duas margens da rodovia), enquanto outras foram negativamente relacionadas ($-\beta$) à ocorrência dos atropelamentos (número de pistas, número de redutores de velocidade).

Em relação ao número de pistas, a predição inicial foi rejeitada, pois a variável apresentou relação negativa e significativa com a taxa de atropelamento. Este resultado pode ser decorrente da reação comportamental de *Coendou spinosus* (efeito repulsa) ao aumento dos distúrbios causados por uma rodovia com maior número de pistas operando (Fahrig & Rytwinski 2009). Dentre as possíveis perturbações que despertam o efeito repulsa estão a percepção do animal em relação à superfície ocupada pelo asfalto da rodovia e à maior distância a ser cruzada, os distúrbios secundários ao tráfego, ou o trânsito intensificado de veículos por si só, dificultando assim a aproximação e a execução de travessias (Rytwinski & Fahrig 2013). Nesse caso, o tráfego de veículos isoladamente parece não ter sido uma variável preponderante na dinâmica de atropelamentos do ouriço-cacheiro na rodovia estudada, e se a espécie já tivesse desenvolvido o comportamento repulsivo à superfície pavimentada, não haveria essa quantidade de atropelamentos registrados antes da duplicação. Tendo em vista que trata-se de uma espécie adaptada a vida arbórea, o aumento da distância a ser percorrida para a travessia de uma margem a outra, combinada a intensificação de distúrbios associados ao aumento do tráfego de veículos pós-duplicação, tais como ruído sonoro, vibração, e iluminações artificiais, trazem dificuldades ao deslocamento terrestre da espécie que justificam o resultado observado. Estudos sobre efeito repulsa com outras espécies de mamíferos do hemisfério norte demonstram que essas mesmas variáveis podem ser determinantes para que pequenos roedores, cervos, e javalis evitem aproximações à rodovia e, conseqüentemente, diminuam as tentativas de travessia (McGregor et al. 2008, Chen & Koprowski 2016, D'Amico et al. 2016).

A presença de barreiras rígidas (estruturas de concreto liso com aproximadamente 50 cm de altura) com a função de dividir os sentidos contrários de uma mesma rodovia foi adotada mediante a

implementação de pista duplicada nos diferentes setores rodoviários amostrados. Esta alteração estrutural aumentou o número de atropelamentos de ouriços-cacheiros, confirmando assim a hipótese inicial. A presença das divisórias entre as pistas diminui as chances do animal conseguir chegar à outra margem da rodovia durante a travessia, ou até mesmo aumentam seu tempo de exposição à veículos enquanto tenta atravessar ou escalar a barreira (Weir et al 2004, Kinley & Newhouse 2009).

A terceira variável que demonstrou ser significativa para alterar a taxa de atropelamento de ouriços-cacheiros na rodovia, foi a extensão total de retas ao longo dos setores rodoviários amostrados. A mesma teve relação positiva com a taxa de atropelamento, corroborando a hipótese inicial de que em trechos de traçado retilíneo é esperado que os veículos transitem em velocidades superiores, e conseqüentemente aumentem o risco de ocorrerem atropelamentos (Lima et al. 2015).

Entre as demais variáveis preditivas, apesar de integrarem os 10 modelos melhor ranqueados ($\Delta AIC \leq 2$), nenhuma apresentou relação significativa com a variável resposta ($P\text{-value} \leq 0,05$), o que pode estar relacionado com a alta heterogeneidade espacial nas respostas dos ouriços especificamente a cada um desses parâmetros. Todas confirmaram as hipóteses levantadas inicialmente em relação ao tipo de influência exercida sobre a taxa de atropelamento de *Coendou spinosus*, exceto pela presença de obras de duplicação na rodovia.

Ao contrário do esperado, as atividades de obras causaram um aumento na taxa de atropelamento da espécie. É possível que este resultado se deva à interferência de maquinário de obras, caminhões, supressão da vegetação lindeira às margens da pista original e movimentação do solo nos ambientes marginais ao trecho da rodovia, fazendo com que os ouriços-cacheiros presentes nesses locais fossem afugentados. Dessa maneira, muitos indivíduos podem ter se deslocado em direção ao outro lado da rodovia, ao buscarem se afastar das áreas perturbadas pelas obras, o que pode ter sido desencadeado mesmo a uma certa distância do epicentro das atividades. Sendo assim, a despeito dos veículos transitarem pelo trecho de obras em velocidades inferiores às permitidas em uma pista operando sem restrições, o maior número de travessias elevaria as chances dos veículos colidirem acidentalmente com os espécimes.

De modo geral, o acompanhamento temporal da taxa de atropelamento sugere que os ouriços-cacheiros atravessam frequentemente a rodovia enquanto essa ainda é composta por pista simples. Apesar de possuírem capacidade de movimentação e área de vida restritas (Passamani et al. 2010), é possível que necessitem explorar recursos (alimento, abrigo e reprodução) dispersos em árvores presentes nas duas margens da rodovia. Ao dar início ao processo de duplicação, há um aumento na propensão aos atropelamentos, impulsionado pela ação dos maquinários de obra e pela instalação de barreira divisória antes do término e liberação das pistas duplicadas nos dois sentidos. A partir do momento que a duplicação está concluída e as pistas liberadas ao tráfego, os ouriços-cacheiros tendem a ser menos atropelados à medida que são expostos a novos estímulos do ambiente modificado no

interior da sua área de vida, podendo assim desenvolver comportamento repulsivo em resposta (Jaeger et al. 2005). Essa restrição pode resultar em uma redução da área de vida dos animais, e conseqüentemente na quantidade e qualidade dos recursos potencialmente explorados por eles (Kerley et al. 2001, Lambert et al. 2008, Webb et al. 2011).

Conclusão

A partir do panorama trazido por este estudo, é possível propor medidas de mitigação ao atropelamento de ouriços-cacheiros *Coendou spinosus*, visando a manutenção de suas populações em áreas marginais a rodovias brasileiras. Entre as medidas propostas, está a instalação de redutores de velocidade (50 km/h) e passagens de fauna aéreas especificamente em locais que possuam conexão do dossel florestal presente nas duas margens, e que estejam em setores da rodovia onde for constatada recorrente incidência de atropelamentos de ouriços-cacheiros mediante monitoramento prévio da fauna atropelada (a menor intensidade dos distúrbios causados pelo tráfego também favorecerão o uso das estruturas por espécies arborícolas mais sensíveis). Recomenda-se a adoção de cercas de proteção em setores de traçado retilíneo em contato com áreas de vegetação nativa, que tendem a ter comunidades faunísticas compostas por maior diversidade de espécies, incluindo os ouriços-cacheiros. Ademais, é imprescindível que se estude junto ao setor de engenharia de tráfego que gere a rodovia, como viabilizar a implementação de mecanismos de escape ou interseções curtas de espaço (pequenos vãos livres) ao longo das estruturas divisórias entre as pistas, de modo a permitir que os animais possam ter maiores chances de completar as travessias e diminuam o tempo de exposição nas pistas. Não havendo restrições em termos de segurança para os usuários da rodovia, recomenda-se que os vãos livres tenham ao menos 0,5 metros de largura (para permitir o uso por ouriços-cacheiros e por espécies de diferentes portes) à cada 260 metros (proporcional à média de deslocamento diário conhecida para ouriço-cacheiro – Passamani et al. 2010, o que também contemplaria outras espécies de menor porte em geral) ao longo de trechos em linha reta.

Salienta-se ainda que tão importante quanto a implementação das medidas de mitigação, é o monitoramento contínuo da efetividade das mesmas, por meio do monitoramento da fauna atropelada, das travessias e das populações-alvo em cada margem da rodovia (van der Grift et al. 2013), visando o aprimoramento dos designs das estruturas de mitigação em geral, bem como análise de custo-benefício perante a efetividade das medidas planejadas com base nos dados ecológicos acumulados até o presente momento.

Referências Bibliográficas

- ARTERIS FLUMINENSE 2019. <http://www.arteris.com.br/concessionarias/fluminense/>
- BAGER, A., BORGHI, C. E., & SECCO, H. 2015. The influence of economics, politics, and environment on road ecology in South America. *Handbook of road ecology*, 407-413.
- BATES D. M. 2010 *lme4: Mixed-Effects Modeling with R*. Springer, Madison.
- BOLKER, B. M., BROOKS, M. E., CLARK, C. J., GEANGE, S. W., POULSEN, J. R., STEVENS, M. H. H., & WHITE, J. S. S. 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in ecology & evolution*, 24(3), 127-135.
- BORDA-DE-ÁGUA, L., GRILO, C., & PEREIRA, H. M. 2014. Modeling the impact of road mortality on barn owl (*Tyto alba*) populations using age-structured models. *Ecological Modelling*, 276, 29-37.
- BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. (Second edition). Springer-Verlag, New York.
- JUNIOR, V. C., & LEITE, Y. L. 2012. Geographic variation in hairy dwarf porcupines of Coendou from eastern Brazil (Mammalia: Erethizontidae). *Zoologia*, 29(4).
- CENTRO BRASILEIRO DE ECOLOGIA DE ESTRADAS 2019. <http://cbee.ufla.br/portal/atropelometro/>
- CHEN, H. L., & KOPROWSKI, J. L. 2016. Barrier effects of roads on an endangered forest obligate: influences of traffic, road edges, and gaps. *Biological Conservation*, 199, 33-40.
- CUNHA, H. F., MOREIRA, F. G. A., & DE SOUSA SILVA, S. 2010. Roadkill of wild vertebrates along the GO-060 road between Goiânia and Iporá, Goiás State, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 32(3), 257-263.
- D'AMICO, M., PÉRIQUET, S., ROMÁN, J., & REVILLA, E. 2016. Road avoidance responses determine the impact of heterogeneous road networks at a regional scale. *Journal of Applied Ecology*, 53(1), 181-190.
- DNIT. Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes 2014. Sistema Viário Nacional, Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. Retrieved from <http://www.transportes.gov.br/transporte-rodoviario.html>
- FAHRIG, L., & RYTWINSKI, T. 2009. Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and society*, 14(1).
- GRILO, C., MOLINA-VACAS, G., FERNÁNDEZ-AGUILAR, X., RODRIGUEZ-RUIZ, J., RAMIRO, V., PORTO-PETER, F., ASCENSÃO, F., ROMÁN, J., & REVILLA, E. 2018a. Species-specific movement traits and specialization determine the spatial responses of small mammals towards roads. *Landscape and Urban Planning*, 169, 199-207.

- GRILO, C., COIMBRA, M. R., CERQUEIRA, R. C., BARBOSA, P., DORNAS, R. A., GONÇALVES, L. O., & SCHUCK, G. 2018b. BRAZIL ROAD-KILL: a data set of wildlife terrestrial vertebrate road-kills. *Ecology*, 99(11), 2625-2625.
- HEGEL, C. G. Z., CONSALTER, G. C. & ZANELA, N. 2012. Mamíferos silvestres atropelados na rodovia RS-135 e entorno. *Biotemas*, 25(2), 165-170.
- IBISCH, P. L., HOFFMANN, M. T., KREFT, S., PE'ER, G., KATI, V., BIBER-FREUDENBERGER, L., DELLASALA, D. A., VALE, M. M., HOBSON, P. R., & SELVA, N. 2016. A global map of roadless areas and their conservation status. *Science*, 354(6318), 1423-1427.
- JAEGER, J. A., BOWMAN, J., BRENNAN, J., FAHRIG, L., BERT, D., BOUCHARD, J., CHARBONNEAU, N., FRANK, K., GRUBER, B. & VON TOSCHANOWITZ, K. T. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological modelling*, 185(2-4), 329-348.
- KERLEY, L. L., GOODRICH, J. M., MIQUELLE, D. G., SMIRNOV, E. N., QUIGLEY, H. B., & HORNOCKER, M. G. 2002. Effects of roads and human disturbance on Amur tigers. *Conservation Biology*, 16(1), 97-108.
- KINLEY, T. A., & NEWHOUSE, N. J. 2009. Badger roadkill risk in relation to the presence of culverts and jersey barriers. *Northwest Science*, 83(2), 148-154.
- LAMBERT, M. S., QUY, R. J., SMITH, R. H., & COWAN, D. P. 2008. The effect of habitat management on home-range size and survival of rural Norway rat populations. *Journal of Applied Ecology*, 45(6), 1753-1761.
- LAURANCE, W. F., CLEMENTS, G. R., SLOAN, S., O'CONNELL, C. S., MUELLER, N. D., GOOSEM, M., VENTER, O., EDWARDS, D. P., PHALAN, B., BALMFORD, A., VAN DER REE, R., & ARREA, I. B. 2014. A global strategy for road building. *Nature*, 513(7517), 229.
- LIMA, S. L., BLACKWELL, B. F., DEVAULT, T. L., & FERNÁNDEZ-JURICIC, E. 2015. Animal reactions to oncoming vehicles: a conceptual review. *Biological Reviews*, 90(1), 60-76.
- MAGIOLI, M., BOVO, A. A. A., HUIJSER, M. P., ABRA, F. D., MIOTTO, R. A., ANDRADE, V. H. V. P., NASCIMENTO, A. M., MARTINS, M. Z. & DE BARROS, K. M. P. M. 2019. Short and narrow roads cause substantial impacts on wildlife. *Oecologia Australis*, 23(1).
- MCGREGOR, R. L., BENDER, D. J., & FAHRIG, L. 2008. Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 117-123.
- NETO, R. M., & VIADANA, A. G. 2006. Abordagem biogeográfica sobre a fauna silvestre em áreas antropizadas: o sistema Atibaia-Jaguari em Americana (SP). *Sociedade & Natureza*, 18(35), 5-21.
- PASSAMANI, M. 2010. Use of space and activity pattern of *Sphiggurus villosus* (F. Cuvier, 1823) from Brazil (Rodentia: Erethizontidae). *Mammalian Biology-Zeitschrift fur Saugetierkunde*, 75(5), 455.

- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2019. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena. Available at <http://www.R-project.org>.
- ROSA, C. A., & BAGER, A. 2012. Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. *Journal of Environmental Management*, 97, 1-5.
- RYTWINSKI, T., & FAHRIG, L. 2012. Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation*, 147(1), 87-98.
- RYTWINSKI, T., & FAHRIG, L. 2013. Why are some animal populations unaffected or positively affected by roads? *Oecologia*, 173(3), 1143-1156.
- SECCO, H., ROSA, C. A., & GONÇALVES, P. R. 2018. Biodiversity crisis on Brazilian roads. *Biodiversity*, 19(3-4), 219-220.
- TEIXEIRA, F. Z., COELHO, I. P., LAUXEN, M., ESPERANDIO, I. B., HARTZ, S. M., & KINDEL, A. 2016. The need to improve and integrate science and environmental licensing to mitigate wildlife mortality on roads in Brazil. *Tropical Conservation Science*, 9(1), 34-42.
- VAN DER GRIFT, E. A., VAN DER REE, R., FAHRIG, L., FINDLAY, S., HOULAHAN, J., JAEGER, J. A., KLAR, N., MADRINAN, L. F. & OLSON, L. 2013. Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity and Conservation*, 22(2), 425-448.
- VAN DER REE, R., SMITH, D.J., GRILO, C., 2015. Handbook of Road Ecology. John Wiley & Sons.
- VOSS, R. S. 2011. Revisionary notes on Neotropical porcupines (Rodentia: Erethizontidae) 3. An annotated checklist of the species of Coendou Lacépède, 1799. *American Museum Novitates*, 2011(3720), 1-37.
- WEBB, S. L., DZIALAK, M. R., HARJU, S. M., HAYDEN-WING, L. D., & WINSTEAD, J. B. 2011. Influence of land development on home range use dynamics of female elk. *Wildlife Research*, 38(2), 163-167.
- WEIR, R. D., DAVIS, H. E. L. E. N., HOODICOFF, C. S., & LARSEN, K. W. 2004. Life on a highway: sources of mortality in an endangered British Columbia badger population. In *Proceedings of the Species at Risk 2004 Pathways to Recovery Conference Organizing Committee*. Victoria, British Columbia.
- ZUUR A. F., IENO E. N., WALKER N. J., SAVELIEV A. & SMITH G. M. 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer Science & Business Media, New York.
- ZUUR, A. F., IENO, E. N., & ELPHICK, C. S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in ecology and evolution*, 1(1), 3-14.

CAPÍTULO 3

Diversidade genética de ouriços-cacheiros *Coendou spinosus* em contato com uma rodovia na região centro-norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil

Resumo

A presença de rodovias na paisagem tende a causar a gradativa perda de diversidade genética em populações reduzidas e isoladas, em decorrência do atropelamento de fauna e do efeito repulsa. Com a perda da variação genética, as populações perdem também sua habilidade de se adaptar às mudanças ambientais, elevando sua probabilidade de extinção local. Marcadores do DNA mitocondrial (200pb do d-loop) e nuclear (5 *loci* microssatélites) foram utilizados para descrever os padrões de diversidade e estruturação genética de agrupamentos populacionais de ouriços-cacheiros interceptados pela rodovia BR-101/RJ Norte, relacionando a diversidade genética desta espécie com a taxa de atropelamento da espécie nos trechos que adentram essas áreas, e com a proporção de áreas florestadas no entorno dos trechos. Os cinco grupos populacionais amostrados foram delimitados por trechos de 33 km da rodovia, totalizando 165 km de área de estudo. A diversidade haplotípica geral foi alta ($H_d = 0,96$), e a distância genética média entre haplótipos de d-loop de todas as amostras foi de apenas 0,028 (*p-distance*). Os grupos populacionais apresentaram haplótipos compartilhados entre si, mas aquelas localizadas entre a porção central e a mais ao sul da rodovia apresentaram alta proporção de haplótipos exclusivos. Os microssatélites revelaram níveis igualmente elevados de variabilidade genética para a maioria dos *loci* entre todas os grupos populacionais, através de diferentes parâmetros (A_t , A_p , A_r e H_e). Os valores de F_{st} foram baixos entre todos os grupos populacionais, não havendo evidência de isolamento genético por distância. As análises de estruturação genética populacional sugerem um número reduzido de agrupamentos genéticos presentes entre a maior parte dos cinco grupos populacionais amostrados, não condizentes com a localização espacial dos espécimes. Todos os resultados indicam que os indivíduos analisados fazem parte de uma única população panmítica, largamente distribuída geograficamente através de uma paisagem extremamente antropizada, evidenciando assim uma notável plasticidade ecológica da espécie.

Palavras-chave: gene flow, conservation genetics, population genetics, porcupine.

Introdução

A ecologia de estradas é uma ciência que vem se desenvolvendo rapidamente em todo o mundo, elucidando cada vez mais todos os tipos de impactos diretos e indiretos causados por este modal viário sobre a biodiversidade (van der Ree et al. 2011, Pinto et al. 2020). O principal impacto estudado é o atropelamento de fauna devido às colisões com veículos, responsável por causar a redução direta de populações que vivem às margens da rodovia (Coffin 2007, Laurance et al. 2009).

O atropelamento de animais silvestres contribui para o efeito barreira, à medida em que impede ou filtra a proporção de indivíduos de uma espécie que conseguem atravessar a rodovia, limitando os movimentos dos animais (Rosa & Bager 2013, van der Ree et al. 2015). Além disso, o efeito barreira também pode se estabelecer em decorrência do comportamento de repulsão dos animais à área da via em operação, desenvolvido por algumas espécies que percebem o ambiente próximo à rodovia como hostil, fazendo com que os indivíduos evitem se aproximar e realizar travessias (Jaeger et al. 2005). O grau de repulsão apresentado por uma espécie será influenciado por características da rodovia tais como número de pistas (largura da área aberta ocupada pela rodovia), volume de tráfego (ruído sonoro, trepidação, movimento dos próprios veículos), fontes de iluminação artificial (postes e faróis), e composição da paisagem no seu entorno (ambientes mais ou menos atrativos para as espécies na faixa marginal da rodovia) (Chen & Koprowaki 2016, Asensio et al. 2017, Husby 2017). Logo, o efeito barreira pode ter maior ou menor severidade conforme essas circunstâncias e o grau de sensibilidade das espécies a elas. O impacto destes diferentes cenários, do ponto de vista genético, pode ser categorizado em dois mecanismos: redução do fluxo gênico entre populações, e/ou redução direta do tamanho efetivo destas populações.

Quando os movimentos de migração são completamente impedidos por rodovias, as populações das espécies afetadas podem se tornar isoladas geograficamente, apresentando fluxo gênico limitado ou, até mesmo, inexistente (Ascensão et al. 2015). A maioria dos estudos que avaliam efeitos genéticos de rodovia sobre populações silvestres normalmente enfatizam a redução do fluxo gênico e o isolamento geográfico como os principais impactos, mas subestimam o potencial efeito de depleção populacional causada pela mortalidade direta (Fahrig & Rytwinski 2009). Estes fatores possuem magnitudes diferentes sobre o potencial de variação genética das populações expostas (Jackson & Fahrig 2011).

Para as espécies que apresentam forte repulsa à rodovia, o isolamento geográfico pode evoluir de forma mais contundente e de difícil reversão, pois os animais reconformam sua área de vida, nunca ultrapassando os limites impostos pelo traçado da rodovia (Paterson et al. 2019, Cappa et al. 2019). Por outro lado, as espécies que apresentam baixo nível de repulsa e que são capazes de adentrar a rodovia, estão mais expostas ao risco de colisão com veículos na tentativa de travessia (Litvaitis et

al. 2015, Carvalho et al. 2018), culminando em um cenário de redução populacional e isolamento geográfico parcial, onde poucos indivíduos migrantes conseguem chegar até uma subpopulação localizada na outra margem da rodovia (Lesbarreres et al. 2006, Zhang et al. 2013, Jack et al. 2015).

Nesse segundo caso, apesar da elevação da taxa de atropelamento representar um risco à viabilidade populacional, o isolamento geográfico tende a ser menos pronunciado e reversível. Portanto, dependendo das ações de manejo e mitigação implantadas na rodovia, um número maior de indivíduos realizando travessias seguras de uma margem à outra, de modo a reduzir o isolamento (Sawaya et al. 2014, Grilo et al. 2016, Soanes et al. 2017).

A partir desse contexto de rodovias que permeiam populações animais, o principal efeito genético causado pelo isolamento geográfico e pela redução do tamanho populacional é a deriva genética (Holderegger & Di Giulio 2010). Uma vez reduzida pela mortalidade direta, uma população isolada também sofrerá perda aleatória de alelos e dificilmente irá recompor sua variabilidade original, a menos que a taxa de migração seja reestabelecida e os atropelamentos radicalmente reduzidos (Jackson & Fahrig 2011). Diversos estudos confirmam a gradativa perda de diversidade genética de populações reduzidas e isoladas pela presença de rodovias (Sunnucks & Balkenhol 2015, Dean et al. 2019).

Ao interromperem ou reduzirem drasticamente o fluxo gênico entre si, as subpopulações passam a ter um menor tamanho efetivo de indivíduos reprodutores, uma condição que pode ser asseverada pela mortalidade causada por atropelamentos na rodovia (Ceia-Hasse et al. 2018). Quando o tamanho efetivo das subpopulações é reduzido, aumenta-se a probabilidade de cruzamentos endogâmicos ocorrerem, o que leva à redução da diversidade genética dessas populações (Hermman et al. 2017, Vaeokhaw et al. 2020). Cada uma delas, com o tempo, apresentará perda de variabilidade genética e a fixação aleatória de alguns poucos alelos específicos em diferentes *loci* (Keller & Largiader 2003, Clark et al. 2010, Esperandio et al. 2019). Com perda da variação genética, as populações perdem também sua habilidade de se adaptar às mudanças ambientais, elevando sua probabilidade de extinção local (Epps et al. 2005, Taylor et al. 2011).

Sendo assim, avaliar os efeitos das rodovias sobre a estrutura genética de populações animais torna-se um passo importante para conhecer os impactos causados por esse empreendimento linear na biodiversidade brasileira. Estimar os graus de estruturação geográfica e de variabilidade genética de populações em contato com rodovias em diferentes paisagens em termos de áreas ocupadas por vegetação nativa, buscando relações com a taxa média de atropelamentos, possibilitaria um melhor entendimento sobre como a malha rodoviária interfere na genética populacional de espécies afetadas por esta. Este estudo objetiva descrever os padrões de diversidade e estruturação genética de agrupamentos populacionais de ouriço-cacheiro *Coendou spinosus* em áreas atravessadas por

rodovias, relacionando com a taxa de atropelamento da espécie nos trechos que adentram essas áreas, e com a proporção de áreas florestadas no entorno.

O conhecimento disponível atualmente sobre a biologia de *Coendou spinosus* sugere uma baixa mobilidade, elevadas densidades naturais, e não exibe comportamentos de fuga rápida em situações de risco, como por exemplo para evitar colisões com veículos. Estas características tendem a tornar *C. spinosus* mais sensível aos impactos negativos da rodovia (Rytwinski & Fahrig 2012). Esse conjunto de fatores tendem a levar espécies como *Coendou spinosus* a uma redução de suas populações em contato com rodovias com o passar do tempo (Fahrig & Rytwinski 2009), o que pode se agravar em populações localizadas em áreas mais antropizadas, desprovidas de florestas nativas e distantes de populações fonte, com maior depressão endogâmica pregressa (Frankham 2005).

A hipótese geral deste estudo é a de que a diversidade genética dos ouriços-cacheiros é diretamente influenciada pela proporção de florestas ocupando a paisagem habitada por suas populações, e as que estão em contato com rodovias também refletem o impacto genético da perda de indivíduos mortos por atropelamentos. Com base nisso, as predições inicialmente testadas neste estudo são: grupos populacionais em contato com trechos de rodovia dotadas de maior cobertura vegetal nativa no entorno e com menor taxa de atropelamento histórica apresentarão maior diversidade genética; grupos populacionais mais distantes entre si ao longo do traçado da rodovia serão geneticamente mais divergentes devido à movimentação limitada dos indivíduos pelas áreas marginais, o que acarretará em menor fluxo gênico (isolamento por distância).

Materiais e Métodos

Área de estudo

A área de estudo encontra-se na região mais ao norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil, a qual é cortada pela rodovia BR-101/RJ Norte. Foi construída na década de 70, desde o município de Niterói (km 322, Lat 7468894.84 S, Long 693838.47 E, Zona 23K, UTM) até a divisa com o Estado do Espírito Santo (km 0, Latitude 7651467.31 m S, Long 260302.80 m E, Zona 24K, UTM), e atualmente tem a maior parte do seu traçado duplicado (operando em 4 pistas nos trechos entre os km 322-190 e 144-84). A rodovia passa por diferentes bacias hidrográficas, com cursos d'água de diferentes portes, e regiões de características biológicas geográficas distintas, incluindo áreas de interesse ambiental e conservacionista.

Essas áreas são representadas por unidades de conservação em contato com a rodovia, como a Área de Preservação Ambiental da Bacia do Rio São João (entre os km 186 e 261), e as Reservas Biológicas Poço das Antas (entre os km 215 e 218) e União (entre os km 182 e 190). Além disso a

rodovia passa por áreas completamente urbanizadas tais como a região metropolitana dos municípios de Niterói e São Gonçalo mais ao sul (entre os km 297 e 322), e Campos dos Goytacazes mais ao norte (entre os km 67 e 57), bem como grandes áreas de cultura de eucalipto, cana-de-açúcar e pastagens, distribuídas em diferentes partes ao longo das margens da rodovia.

Ressalta-se ainda que a rodovia está inserida no domínio do bioma Mata Atlântica, com a ocorrência de Floresta Ombrófila Densa, que concentra 57% da riqueza de espécies endêmicas do bioma Mata Atlântica (SOS Mata Atlântica 2002). Nessa região, ocorre a espécie *Coendou spinosus*, variando em maior ou menor densidade de acordo com as fitofisionomias e características heterogêneas da paisagem.

Amostragem

A rodovia BR-101/RJ Norte tem sido amostrada mensalmente com intuito de registrar os animais silvestres atropelados, em cumprimento ao Programa de Monitoramento e Mitigação do Atropelamento de Fauna, que é uma condicionante para sua licença ambiental de operação. O monitoramento da fauna atropelada na rodovia consiste no percurso completo da rodovia BR-101/RJ Norte através de veículo automotor em velocidade média de 50 km/h, onde os dois sentidos da pista foram percorridos, de modo a amostrar ambos separadamente.

As amostras de tecido dos espécimes de *Coendou spinosus* (principalmente da cauda do animal, que demora mais a se decompor) foram coletadas durante os monitoramentos de fauna atropelada entre janeiro de 2014 e dezembro de 2016, além de duas coletas oportunísticas de indivíduos mortos às margens da rodovia em janeiro de 2019. O procedimento foi feito com o uso de luvas de látex e tesoura cirúrgica. As amostras de tecido foram armazenadas em microtubo de 1,5 ml preenchido com álcool 99,5%. Cabe ainda salientar que as carcaças variaram consideravelmente em relação ao estágio de decomposição, o que pode influenciar no sucesso da extração e amplificação do DNA *a posteriori*.

Desse modo, foram coletadas 63 amostras de espécimes de ouriço-cacheiro (*Coendou spinosus*) atropelados entre o km 83 e o km 248 da rodovia, totalizando 165 km de área amostral linear ao longo da região norte fluminense (Apêndice I). Dados genéticos foram obtidos também para *Coendou insidiosus*, através do GenBank, e para *Chaetomys subspinosus*, a partir de espécimes tombados na coleção de tecidos animais da Universidade Federal do Espírito Santo (CTA/UFES). As sequências destas duas espécies serviram como referência para os alinhamentos de sequências e comparações interespecíficas baseadas nos marcadores moleculares utilizados, uma vez que são táxons filogeneticamente relacionados pertencentes à mesma família (Erethizontidae).

DNA mitocondrial

O DNA genômico foi extraído por meio de Kit ®Promega “*Wizard Genomic DNA Purification*”, em amostras de tecido epitelial. A concentração e a qualidade do DNA extraído foram verificadas em um espectrofotômetro ®NanoDrop.

Sequências da região hipervariável de controle do genoma mitocondrial (D-loop) foram amplificadas utilizando *primers* L0 e E3 (Douzery & Randi 1997). O protocolo térmico utilizado nas reações em cadeia da polimerase (PCRs) consistiu em 36 ciclos de 94^oC por 30 segundos, 48^oC por 120 segundos, 72^oC por 120 segundos. Esta bateria de ciclos foi precedida de 5 minutos de desnaturação à 94^oC, e sucedida de 10 minutos de extensão à 72^oC. Em todas as PCRs foram incluídos controles negativos (sem DNA) para avaliar a possibilidade de contaminação. Os produtos da amplificação foram confirmados em géis de agarose (1,5%), e purificados através do Kit “*Wizard Genomic DNA Purification*” (®Promega), para posterior sequenciamento direto de ambas fitas do D-loop (realizado pela empresa MacroGen em um sequenciador ABI3130xl - Applied Biosystems). Os primers utilizados nas reações de sequenciamento foram os mesmos utilizados na amplificação de PCR.

As sequências foram alinhadas no software DAMBE 5.0.8 (Xia & Xie 2001), através do algoritmo ClustalW (Thompson et al. 1997), após checagem no ChromasPro 1.5 (www.technelysium.com.au/ChromasPro.html) e Mega 5.0 (Tamura et al. 2011). Depois desses procedimentos, 22 dentre as 63 amostras coletadas, tiveram êxito no sequenciamento e alinhamento de 200 pares de base. Exceto pelo sequenciamento, todas as etapas foram realizadas no Laboratório Integrado de Biologia Molecular, situado no Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

DNA nuclear

O DNA foi extraído da mesma forma que para DNA mitocondrial. Para a análise de DNA nuclear, 12 *loci* de DNA microssatélite foram amplificadas para as amostras de *Coendou spinosus*, tendo como base os *primers* já descritos para 19 *loci* do ouriço norte-americano *Erethizon dorsatum* (Barthelmes et al. 2013). As PCRs foram conduzidas por meio de amplificação multiplex de vários *loci*, simultaneamente. Foram acopladas aos primers, caudas universais (M13(-21)) marcadas com diferentes corantes fluorescentes seguindo o protocolo de Schuelke (2000). Foram combinados quatro diferentes marcadores fluorescentes (VIC, NED, PET, 6FAM) para amplificação simultânea de quatro *loci* em uma mesma PCR. Desta forma, os seguintes *loci* foram combinados em três PCRs

multiplex: Erdo40, Erdo32, Erdo19 e Erdo24 / Erdo10, Erdo18, Erdo29 e Erdo30 / Erdo9, Erdo14, Erdo22 e Erdo11.

O protocolo térmico utilizado durante a PCR seguiu o proposto por O'Bryhim et al. (2012), e consistiu em 40 ciclos de 95⁰C por 30 segundos, 65⁰C por 30 segundos, 72⁰C por 30 segundos. A bateria dos ciclos foi precedida de 5 minutos de desnaturação à 95⁰C, e sucedida de 30 minutos de extensão à 72⁰C. Em uma microplaca, cada poço foi composto por 0,5 µL de uma amostra contendo um marcador com fluorescência distinta, e acrescentados 7,5 µL de Hi-Di formamida (Applied Biosystems) e 0,5 µL de GeneScan 600 LIZ dye Size Standard 2.0 (Applied Biosystems). As amostras foram genotipadas em um analisador ABI Prism 3500 (Applied Biosystems) no Núcleo de Genética Aplicada à Conservação da Biodiversidade da Universidade Federal do Espírito Santo.

A avaliação e edição de fragmentos foram realizadas utilizando o Geneious 9.1 (Biomatters, Kearse et al. 2012), procurando ajustar os picos verdadeiros de fragmentos de DNA para a genotipagem final. Desses *loci*, 5 tiveram picos claros identificados para a maioria das amostras (Erdo11, Erdo18, Erdo19, Erdo30, Erdo40), enquanto o restante apresentou pouco êxito na identificação dos picos de acordo com as amostras analisadas (Erdo9, Erdo10, Erdo14, Erdo22, Erdo24, Erdo29, Erdo32). Parte das amostras que apresentaram picos inespecíficos tiveram o mesmo procedimento repetido e continuaram tendo pouco êxito. Além disso, os alelos foram checados no que tange a eventuais erros de genotipagem decorrentes de ampliações falhas (alelos nulos, dominância de alelos curtos, não amplificação de alelos maiores), por intermédio do software Micro-Checker 2.2.3 (Van Oosterhout et al. 2004) Ao todo foram obtidos dados genotípicos para 27 espécimes, dentre os 63 originais, os quais puderam ter resultados dos marcadores microssatélites aproveitados para as análises (de 1 a 5 *loci* dependendo da amostra, média de 3 *loci* por amostra).

Grupos populacionais delineados *a priori* para as análises

Os grupos populacionais de *Coendou spinosus* foram delimitadas *a priori* ao longo da área de estudo a partir da segmentação da rodovia em trechos de 33 km de extensão. Essa segmentação da rodovia se deve ao melhor balanço possível entre a extensão dos trechos e o maior número de grupos populacionais contendo ao menos 1 indivíduo amostrado, resultando assim em 5 trechos (um maior número de trechos de extensão menor implicaria em grupos populacionais sem nenhum indivíduo amostrado). Cada trecho representa um grupo populacional pré-definido, nomeados da seguinte maneira: North (indivíduos atropelados ente o km 83 e km 116 da rodovia), North-Central (entre o km 116 e o km 149), Central (entre o km 149 e o km 182), South-Central (entre o km 182 e o km 215), e South (entre o km 215 e o km 248) (Figura 1). Os grupos populacionais South e South-Central,

encontram-se englobados por unidades de conservação, enquanto os demais estão, em quase sua totalidade, fora da APA da Bacia do Rio São João.

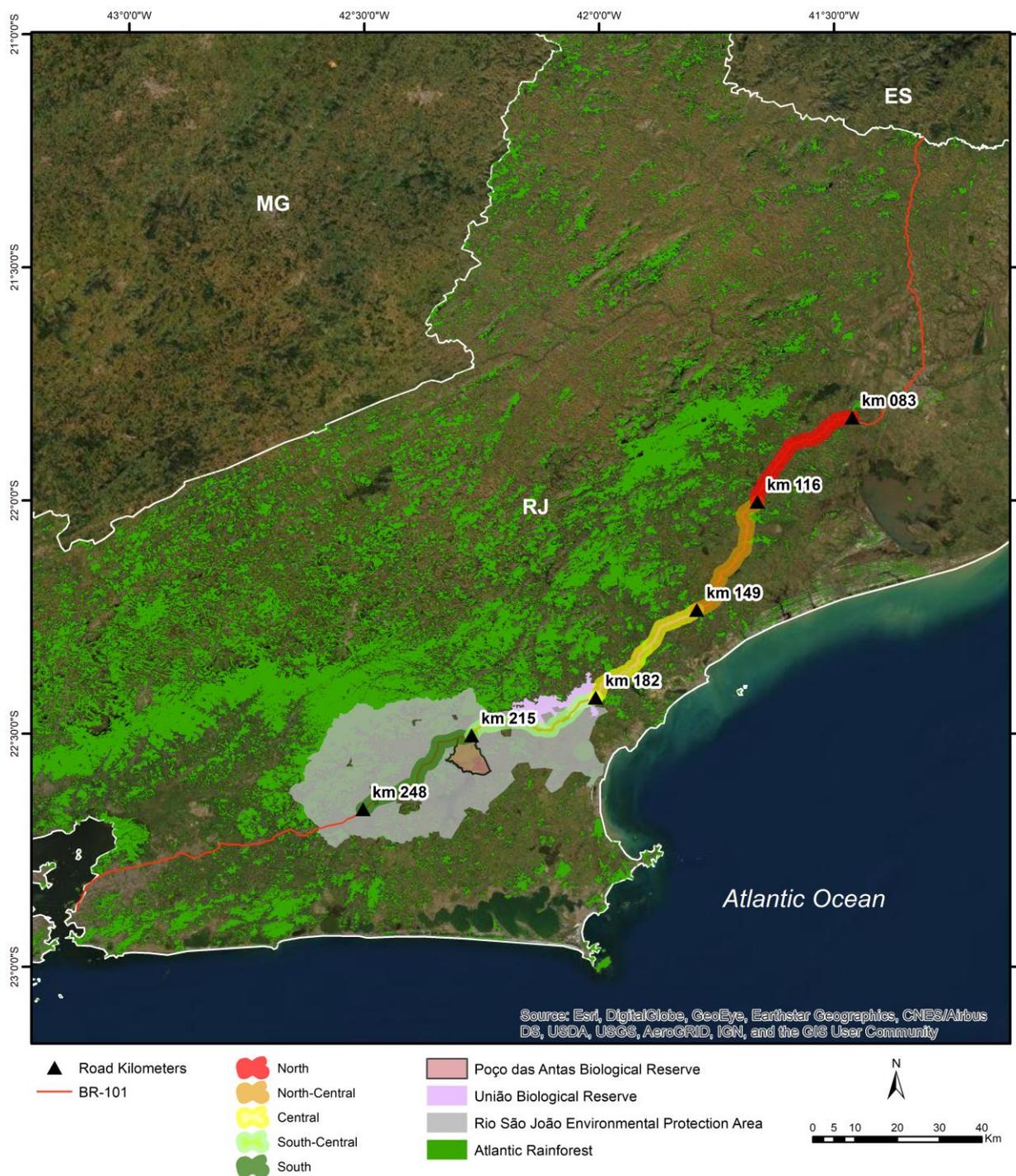


Figura 1. Distribuição dos grupos populacionais de *Coendou spinosus* definidos a priori ao longo da rodovia BR-101/RJ Norte, Brasil.

Para as análises de DNA mitocondrial, os grupos populacionais tiveram o número mínimo de 1 indivíduo amostrado e um máximo de 7 indivíduos. Para as análises com DNA nuclear, os grupos tiveram um mínimo de 4 indivíduos amostrados e um máximo de 8.

Análises de DNA mitocondrial

A diversidade haplotípica, nucleotídica, diferenciação genética, intra e inter-populacional, número de haplótipos ajustado pelo tamanho amostral de cada grupo populacional, assim como o índice de F_{st} (calculado a partir de diferenças por sequências de sítios polimórficos – Hudson et al. 1992), foram estimados por meio do software DNAsp 6.10 (Librado & Rozas 2009). As divergências intra e interpopulacionais foram calculadas como distâncias genéticas par-a-par (“*pairwise distances*”) não corrigidas (“*p-distance*”) no software Mega 7.0 (Tamura et al. 2011), onde foi possível estimar a divergência genética intra e inter-populacional. A relação entre os haplótipos foi evidenciada através da rede de haplótipos construída pelo método “*Median joining*” (Bandelt et al. 1999), no software PopART 1.7 (Leigh & Bryant 2015).

A análise de estruturação populacional por agrupamentos genéticos (baseado exclusivamente em similaridades genéticas, independente de agrupamentos pré-definidos espacialmente) foi realizada através do Bayesian Analysis of Population Structure (software BAPS 6.0, Corander et al. 2003, Corander et al. 2008). Por este método, foi possível estimar o número de agrupamentos genéticos presentes para esse marcador mitocondrial, e assim comparar com os agrupamentos populacionais baseados *a priori* por trechos amostrais da rodovia.

Análises de DNA nuclear

Em relação aos *loci* de microssatélites nucleares, inicialmente foram avaliados o número total de alelos e o número de alelos privados de cada grupo populacional, por meio do software Genepop 4.7 (Raymond & Rousset 1995, Rousset 2008). No mesmo software, o desequilíbrio de ligação foi testado para todos os pares de *loci* utilizando 10000 permutações (Slatkin & Excoffier 1996), assim como o equilíbrio de Hardy-Weinberg por meio de 1000 interações para criação de distribuições nulas dos parâmetros. A riqueza alélica média de cada grupo populacional foi estimada por meio da função “*allel.rich*” do pacote “*PopGenReport*” da plataforma R (Gruber & Adamark 2014).

Com auxílio do software Arlequin 3.5.2.2 (Excoffier & Lischer, 2010) foram estimados os valores médios de heterozigosidade observada (H_o), e heterozigosidade esperada (H_e) baseados na variação de cada *loci* de microssatélite em cada grupo populacional ao longo da área de estudo. Quanto maiores os valores dos parâmetros de diversidade genética, maior seria o tamanho efetivo dos grupos populacionais (N_e). O tamanho efetivo também pode ser influenciado pelo fluxo gênico entre grupos populacionais. Como o fluxo gênico é inversamente proporcional à divergência genética entre grupos populacionais, o índice de fixação dos grupos em relação ao todo (F_{st}) foi utilizado como uma

aproximação inversa dos níveis de conectividade entre eles (Templeton 2006). O F_{st} foi calculado a partir da diferença de número de alelos (probabilidade dos alelos estarem fixados e restritos exclusivamente a elas). A relação entre divergência genética e a distribuição espacial foi testada pela análise de isolamento por distância (IBD), utilizando-se os valores de distância genética ($F_{st}/1-F_{st}$) e a medida da menor distância linear possível entre as localizações (coordenadas geográficas) dos indivíduos integrantes de cada grupo populacional, a partir de uma matrix do Teste de Mantel com 1000 permutações.

O software Structure 2.3.4 (Pritchard et al. 2000) foi utilizado para identificar o número de partições ou agrupamentos genéticos (K) nos quais os indivíduos poderiam ser classificados, assumindo a possibilidade de hibridização entre indivíduos de partições distintas (Hubisz et al. 2009). Foram utilizados 100000 passos e 1000000 de corridas do teste de Markov Chain Monte Carlo, com 10 iterações para cada um dos números de agrupamentos simulados (K: 1-20), incluindo na modelagem o número de grupos populacionais definidos *a priori* com base na delimitação por trechos da rodovia (K = 5). Complementarmente, foi realizada a análise de componentes principais (PCA) baseada na frequência alélica, para avaliar a possível segregação genética entre os 5 grupos, por meio do pacote “adegenet” no software R (Jombart 2008).

Correlações entre cobertura florestal, taxas de atropelamento e diversidade genética

Para avaliar a influência de florestas nas imediações da rodovia (área ocupada por Mata Atlântica atualmente) e da taxa de atropelamento (dos últimos quatro anos) sobre a diversidade genética nuclear dos grupos populacionais de *Coendou spinosus*, analisou-se pelo software R (R Development Core Team 2020) a correlação de Spearman entre essas variáveis (após a constatação da não-normalidade na distribuição dos dados) e a heterozigosidade média esperada, além da riqueza alélica. A área ocupada por florestas no entorno de cada trecho de rodovia que delimita os grupos populacionais foi estimada no programa ArcGis 10.3 (ESRI), com uso de um buffer com raio de 1 km ao longo do traçado. O valor do raio foi definido levando em consideração a limitada capacidade de movimentação de espécies da família Erethizontidae, restringido assim sua potencial área de uso na paisagem (Roberts et al. 1985, Snyder & Linhart 1997; Santos-Junior 1998; Oliveira et al. 2012, Giné et al. 2015). A base de dados da cobertura do solo foi retirada de Rezende et al. (2018), a partir de mapas com alta resolução dos municípios que são atravessados pelos trechos amostrados da rodovia BR-101/RJ Norte. A taxa de atropelamento mensal média foi estimada entre janeiro de 2013 e dezembro de 2016, conforme Rosa & Bager (2012), como número de indivíduos atropelados/km/dia de amostragem, considerando os trechos amostrais de cada grupo (North, North-Central, Central, South-Central, South).

Resultados

DNA mitocondrial

Um total de 16 haplótipos (h) de D-loop foram detectados a partir da análise dos 22 indivíduos sequenciados, equivalendo a uma diversidade geral haplotípica de 0,96 (Hd), e uma diversidade nucleotídica de 0,023 (π) (Tabela 1). Houve 20 sítios polimórficos entre os 200 pares de base sequenciados dos 22 indivíduos (Apêndice II). A divergência genética baseada (“*p-distance*”) variou de 0 (entre as amostras 188T1 e 144T1) a 0,062 (entre as amostras UNI07 e 260T2), com uma distância média geral de 0,028 (Apêndice III). A distância genética média intra e inter-populacional, assim como a estimativa de fluxo gênico (Fst) entre os grupos populacionais constam na Tabela 2.

Tabela 1. Sumário dos parâmetros genéticos populacionais gerais relação a diversidade genética mitocondrial dos grupos populacionais de *Coendou spinosus* amostradas ao longo da rodovia BR-101/RJ Norte. GROUP: grupo amostrado; N: número de indivíduos amostrados; ps: número de sítios polimórficos; h: número de haplótipos; he: número de haplótipos exclusivos; Hd: diversidade haplotípica; π : Diversidade nucleotídica.

GROUP	N	ps	h	he	h/N	Hd	π
North	6	7	5	1	0,83	0,93	0,014
North_Central	7	8	5	2	0,71	0,90	0,017
Central	3	3	3	3	1	1	0,010
South_Central	1	---	1	1	1	---	---
South	5	11	5	4	1	1	0,027

Tabela 2. Diferenças genéticas (“*p-distances*”) intra-populacionais (na linha diagonal em negrito itálico), diferenças inter-populacionais (abaixo da diagonal), e valores de Fst entre os grupos populacionais (acima da diagonal) de *Coendou spinosus* amostradas na BR101/RJ Norte. External = Amostra de *Coendou insidiosus* (GenBank). *Possui apenas um indivíduo.

	External	North	North_Central	Central	South_Central	South
External	---	---	---	---	---	---
North	0,068	0,015	0,111	0,635	---	0,034
North_Central	0,069	0,014	0,017	0,599	---	0,039
Central	0,065	0,038	0,040	0,011	---	0,417
South_Central	0,069	0,021	0,023	0,056	---	---
South	0,063	0,020	0,021	0,046	0,027	0,027

A estrutura genética evidenciada pela rede haplotípica não correspondeu à estrutura regional pré-definida de 5 grupos populacionais. Em geral, haplótipos geograficamente distantes apresentaram-se proximamente conectados na rede, como alguns dos grupos “South” e “Central”. Além disso, haplótipos compartilhados entre os grupos “North-Central”, “Central” e “South” também foram identificados (Figura 2). Os haplótipos do grupo “South” foram os que se apresentaram mais dispersos ao longo da rede haplotípica, e os do grupo “Central” os menos dispersos (Figura 2).

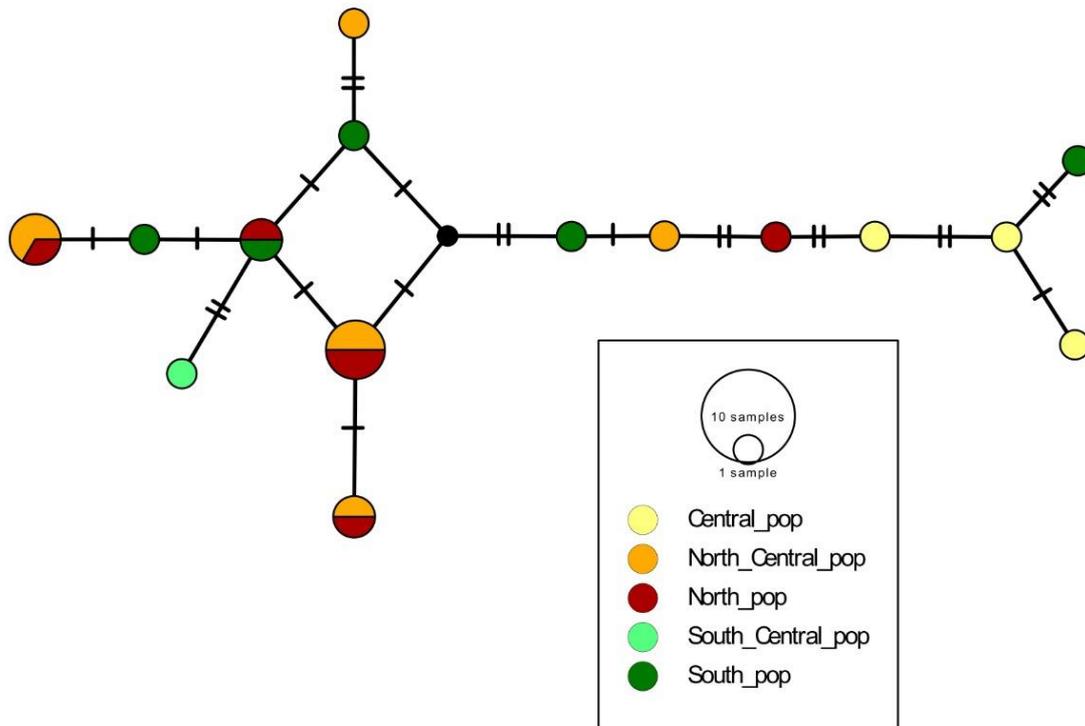


Figura 2. Rede haplotípica das amostras de ouriços-cacheiros (*Coendou spinosus*) atropelados na rodovia BR-101/RJ Norte gerada pelo método *median joining*.

A análise Bayesiana de estruturação populacional realizada no BAPS estimou partições genéticas dos indivíduos diferentes dos 5 grupos populacionais estabelecidos *a priori* com base no distanciamento geográfico. Tendo como premissa, exclusivamente, a similaridade genética mitocondrial entre os indivíduos, o modelo mais verossímil de partições identificou apenas três agrupamentos genéticos possíveis que agregaram indivíduos de diferentes grupos. Dessa forma, os grupos populacionais pré-definidos ao longo da área de estudo contiveram de 1 a 3 agrupamentos genéticos presentes entre as amostras que as compõem (Figura 3).

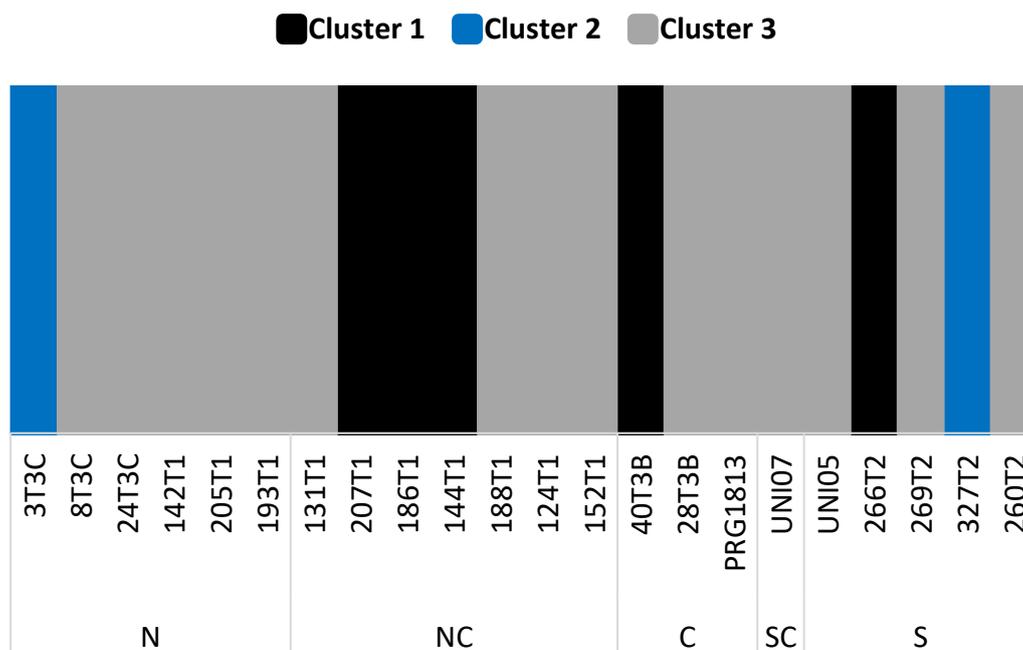


Figura 3. Cluster genéticos encontrados pelo BAPS, associados às amostras de cada grupo populacional de *Coendou spinosus*, ao longo da rodovia BR-101/RJ Norte. N: North; NC: North_Central; C: Central; SC: South_Central; S: South.

DNA nuclear

Ao todo foram identificados 36 alelos dentre os 5 *loci* analisados (Erdo11 = 8, Erdo18 = 8, Erdo19 = 7, Erdo30 = 10, Erdo40 = 3) (Apêndice IV). O número de alelos por grupo populacional variou de 12 a 22, e o número de alelos privados variou de 0 a 4 (Tabela 3). Os testes de Hardy-Weinberg demonstraram que a maioria dos *loci* encontra-se em equilíbrio (Apêndice V). Apenas o *locus* Erdo11 apresentou desvios da condição de equilíbrio, nos grupos North, North-Central, e Central.

Tabela 3. Número de alelos para os 5 loci de microssatélites (Erdo) e riqueza alélica média dos grupos populacionais de *Coendou spinosus* ao longo do traçado da rodovia BR-101/RJ Norte. GROUP: grupo amostrado; N: número de indivíduos genotipados; At: número total de alelos identificados; Ap: número de alelos privados; Ar: riqueza alélica.

GROUP	N	Erdo11	Erdo18	Erdo19	Erdo30	Erdo40	At	Ap	Ar
North	8	6	5	3	6	2	22	4	2,65
North_Central	5	5	4	5	3	1	18	4	2,45
Central	6	3	3	3	4	2	15	4	2,29
South_Central	4	3	2	2	4	1	12	0	1,90
South	4	3	4	2	3	1	13	2	2,16

Os níveis de heterozigosidade observada (H_o) e esperada (H_e) não diferiram significativamente entre os grupos populacionais, indicando que todas apresentam diversidade genética similar quando avaliadas sob esse parâmetro (Tabela 4). Apesar disso, constatou-se que o maior valor médio de H_e foi encontrado no grupo North-Central, que possui maior número de indivíduos amostrados, enquanto o menor valor de H_e foi observado no grupo South-Central.

Tabela 4. Sumário dos valores de heterozigosidade observada e esperada para cada *loci* entre os grupos populacionais de *Coendou spinosus*, ao longo do traçado da rodovia BR-101/RJ Norte. Mn = monomórfico. GROUP: grupo amostrado; n: número de indivíduos genotipados; Ho: heterozigosidade observada; He: heterozigosidade esperada; (): desvio padrão.

GROUP	Loci	n	Ho	He
North	Erdo11	7	0,143	0,802
	Erdo18	5	0,800	0,800
	Erdo19	3	0,333	0,733
	Erdo30	3	1	1
	Erdo40	8	0	0,233
	Média	5,6 (1,625)	0,455 (0,429)	0,714 (0,286)
North_Central	Erdo11	4	0,250	0,893
	Erdo18	3	0,333	0,866
	Erdo19	3	0,666	0,933
	Erdo30	3	0,333	0,600
	Erdo40	4	Mn	Mn
	Média	3,4 (0,490)	0,396 (0,185)	0,823 (0,151)
Central	Erdo11	4	0	0,714
	Erdo18	3	0,333	0,600
	Erdo19	3	0,333	0,733
	Erdo30	3	0,333	0,866
	Erdo40	5	0	0,355
	Média	3,6 (0,800)	0,200 (0,182)	0,654 (0,192)
South_Central	Erdo11	3	0,333	0,733
	Erdo18	3	0,333	0,333
	Erdo19	4	0,250	0,250
	Erdo30	4	0,500	0,893
	Erdo40	3	Mn	Mn
	Média	3,4 (0,490)	0,354 (0,105)	0,522 (0,310)

GROUP	Loci	n	Ho	He
South	Erdo11	3	0	0,800
	Erdo18	3	0,667	0,867
	Erdo19	2	0,500	0,500
	Erdo30	2	0,500	0,833
	Erdo40	4	Mn	Mn
	Média	2,8 (0,748)	0,417 (0,289)	0,750 (0,169)

As divergências genéticas par-a-par entre os grupos populacionais de *Coendou spinosus*, inferidas por meio dos valores de Fst, foram geralmente reduzidas (Tabela 5). Apesar da grande variação na distância espacial entre os grupos populacionais ao longo do traçado da rodovia BR-101/RJ Norte, todos os pares de grupos apresentaram valores extremamente baixos ($F_{st} < 0,10$), sugerindo elevado fluxo gênico e ínfima estruturação geográfica entre eles. Também não foi encontrada evidência de isolamento por distância (Mantel test $r = -0,02$, $p = 0,148$), uma vez que grupos populacionais espacialmente distantes apresentaram reduzida divergência genética. Restringindo os marcadores individualmente, os valores médios de Fst dos *loci* Erdo11, Erdo18, Erdo19, Erdo30, e Erdo40 também foram baixos (respectivamente 0,001; 0,070; 0,020; 0,001; e 0,001).

Tabela 5. Valores de Fst par-a-par entre os grupos populacionais de *Coendou spinosus* abaixo da diagonal, e das distâncias geográficas lineares (em graus decimais) entre os grupos acima da diagonal. GROUP: grupo amostrado.

GROUP	North	North_Central	Central	South_Central	South
North	---	0,168	0,528	0,899	0,964
North_Central	0,001	---	0,360	0,737	0,803
Central	0,001	0,001	---	0,399	0,467
South_Central	0,011	0,040	0,065	---	0,068
South	0,001	0,001	0,001	0,001	---

A análise por meio do Structure evidenciou a existência de um número distinto de agrupamentos geneticamente em relação aos grupos populacionais de *Coendou spinosus* definidas a

priori ($n = 5$), com as maiores probabilidades para existência de apenas um ou três agrupamentos genéticos distribuídos na área de estudo (Figuras 4, 5). O resultado da PCA baseada na frequência alélica também evidencia altos níveis de fluxo gênico entre os grupos populacionais, não havendo segregação entre eles (Figura 6).

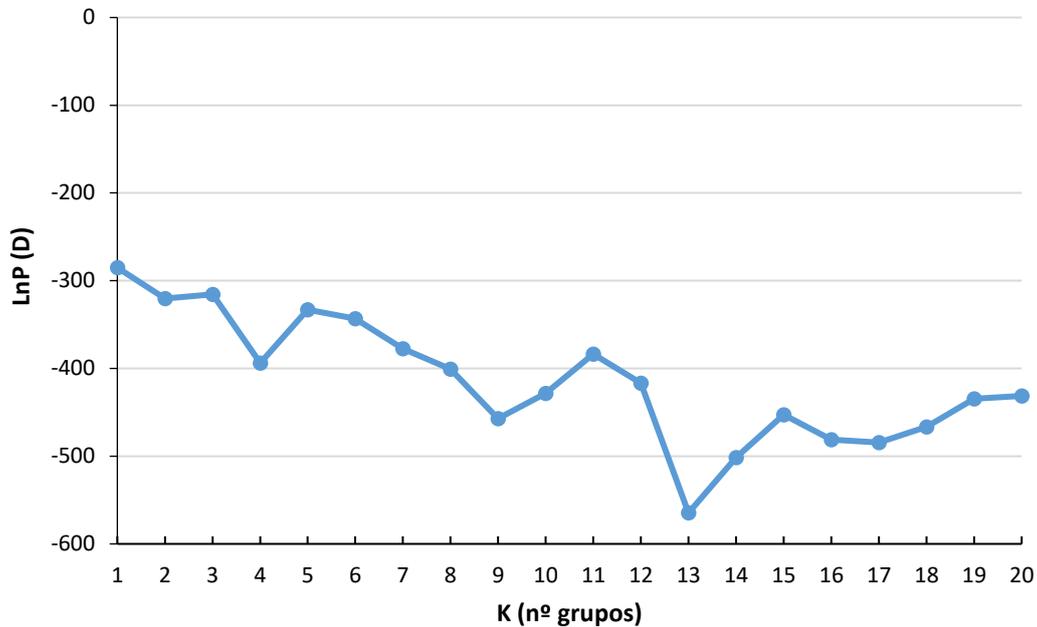


Figura 4. Índice de verossimilhança ($\text{LnP}(D)$) para os diferentes números de agrupamentos genéticos existentes (K) na amostra de *Coendou spinosus* coletada ao longo da rodovia BR-101/RJ Norte.

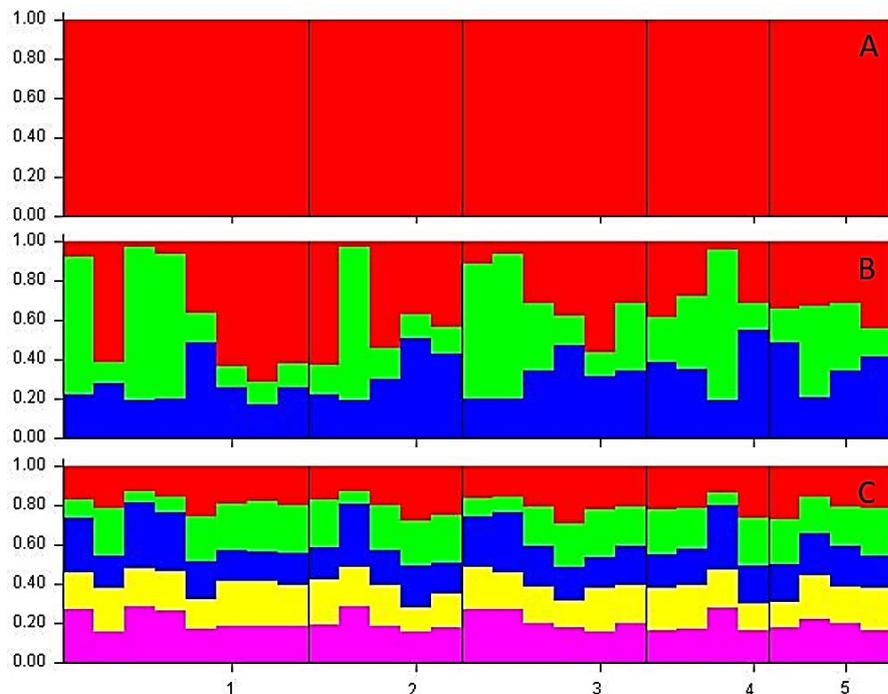


Figura 5. Barplot dos três cenários mais significativos em relação a estrutura genética de amostras de *Coendou spinosus* coletadas ao longo da rodovia BR-101/RJ Norte, a partir de dados de

microsatélites no Structure (A: $k = 1$; B: $k = 3$; C: $k = 5$). Cada barra representa um indivíduo e as áreas coloridas equivalem à probabilidade de um indivíduo pertencer a um determinado grupo genético. As linhas pretas verticais delimitam os grupos populacionais definidos *a priori* (1 = North; 2 = North-Central; 3 = Central; 4 = South-Central; 5 = South).

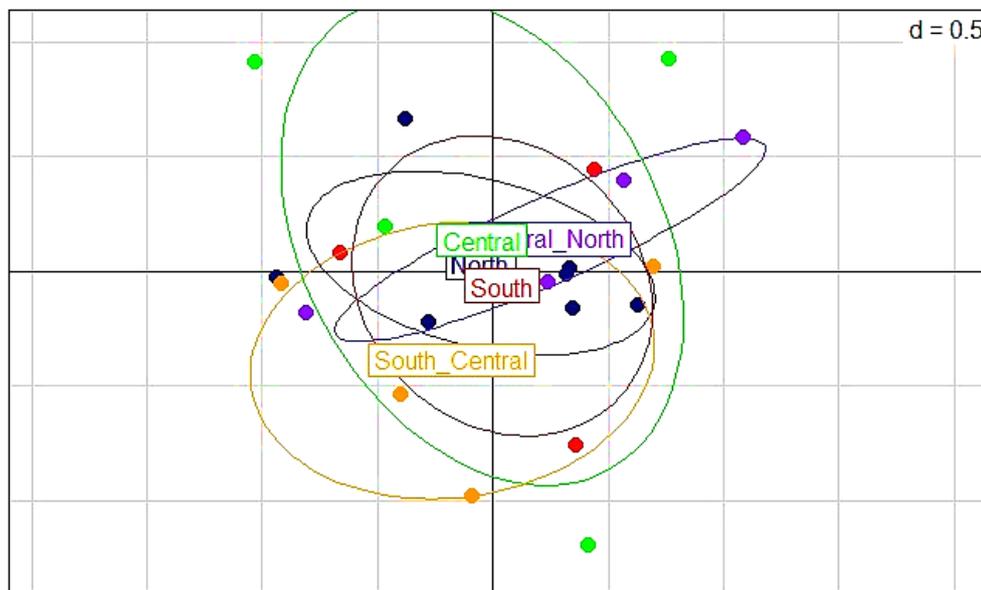


Figura 6. Análise de componentes principais baseada na frequência alélica entre os 5 grupos populacionais de *Coendou spinosus* cortados pela rodovia BR-101/RJ Norte.

Correlações entre cobertura florestal, taxas de atropelamento e diversidade genética

Não foi constatada correlação significativa entre a taxa de atropelamento média mensal baseada na série histórica de registros na rodovia BR-101/RJ Norte e a riqueza alélica ($r_s = 0,718$, $p = 0,172$), ou em relação a heterozigosidade esperada ($r_s = 0,667$, $p = 0,219$) dos grupos populacionais de *Coendou spinosus* (Apêndice VI). A correlação entre a área de Mata Atlântica e a riqueza alélica também não foi significativa ($r_s = -0,707$, $p = 0,182$). Também não houve correlação significativa entre a área ocupada por Mata Atlântica no entorno dos trechos da rodovia BR-101/RJ Norte que delimitam os grupos populacionais pré-definidos, e a heterozigosidade esperada ($r_s = -0,301$, $p = 0,624$). A taxa de atropelamento também não foi correlacionada à área de Mata Atlântica no entorno da rodovia ($r_s = -0,712$, $p = 0,172$).

Discussão

Os resultados relativos ao DNA mitocondrial evidenciam uma elevada diversidade genética na população de ouriços-cacheiros amostrada, onde foi possível detectar 16 haplótipos presentes entre

os 22 espécimes analisados. A distância genética foi maior na comparação entre as amostras de diferentes grupos populacionais do que entre as amostras de um mesmo grupo, ainda que as diferenças não sejam congruentes com o distanciamento geográfico entre os grupos. Neste sentido, os valores de F_{st} entre os grupos sugerem que há um histórico de fluxo gênico entre elas, haja visto que apenas o grupo Central apresentou níveis elevados de fixação nas comparações com as outras. Esse resultado para Central pode ter ocorrido em razão do número limitado de amostras analisadas (3 indivíduos), o que enviesou a caracterização genética desse agrupamento, ou por ser um sinal inicial de diferenciação genética que precisa ser elucidado futuramente com mais amostras da mesma região. Ainda assim, a distância genética média geral relativamente reduzida entre grupos, associada à discordância entre a distribuição geográfica das amostras e seu nível de parentesco, sugerem elevado fluxo gênico entre todos os grupos populacionais.

O grupo populacional mais ao sul da área de estudo foi o que apresentou maior diversidade nucleotídica no DNA mitocondrial, enquanto os grupos North e North-Central foram os que mais compartilharam haplótipos entre si. Uma possível explicação para o fato de existir maior diversidade nucleotídica nas amostras do grupo South seria por ele abrigar um número maior de diferentes linhagens maternas da espécie. Apesar do histórico de intensas mudanças do uso e cobertura do solo de origens antrópicas na Bacia do Rio São João (MMA 2008), a região mais ao sul da área de estudo provavelmente preservou tamanhos populacionais maiores da espécie, historicamente. Isso se deve ao fato desta região possuir municípios com poucas áreas urbanizadas e industriais (Abdalla & Cruz 2015), que ainda abrigam os maiores remanescentes florestais da região de Baixadas Litorâneas no estado do Rio de Janeiro (Carvalho et al. 2006, Carvalho et al. 2007, Oliveira et al. 2008).

Já os grupos populacionais mais ao norte da área de estudo se encontram em uma região fortemente impactada pelos extensos plantios de cana-de-açúcar, e formação de pastagens para criação de gado, restando poucos e pequenos fragmentos florestais dispersos na paisagem. Para que a espécie persista nessa paisagem, os indivíduos representantes das populações originais precisariam ser capazes de se deslocarem entre os fragmentos florestais esparsos, transpondo a matriz antropizada de pastos, plantações e áreas urbanas. Essa condição pode explicar o fato de haver uma proporção maior de haplótipos compartilhados entre North e North-Central, do que entre qualquer uma das outras. Uma vez que os grupos populacionais tendem a ser menores sob condições ecológicas desfavoráveis, estas também apresentariam uma menor diversidade haplotípica (Frankham 1996, Peakall & Lindenmayer 2006, Dixo et al. 2009). Porém, essa perda genética pode ser minimizada pelo fluxo gênico baseado na dispersão de indivíduos entre populações, difundindo os mesmos haplótipos ao longo de diferentes grupos (Galbusera et al. 2004, Janecka et al. 2016).

O elevado fluxo gênico entre os grupos populacionais foi corroborado também pela análise bayesiana de estruturação populacional, uma vez que ela identificou somente 3 haplogrupos

mitocondriais compartilhados entre grupos espacialmente distantes. Por exemplo, um dos agrupamentos genéticos esteve representado tanto no grupo populacional South (indivíduo 327T2) como no grupo North localizado na extremidade oposta da área de estudo (indivíduo 3T3C).

Os resultados com DNA nuclear também indicam que os grupos populacionais de *Coendou spinosus* interceptadas pelo traçado da rodovia BR-101/RJ Norte apresentam elevada conectividade genética, funcionando como uma única grande população panmítica. A maioria dos grupos pré-definidos no estudo apresentaram seus *loci* em equilíbrio gênico (Mayo 2008), detiveram poucos alelos exclusivos, e exibiram níveis elevados de heterozigosidade esperada. Além disso, a diferenciação genética (F_{st}) não esteve relacionada com distância geográfica (distância dos trechos amostrais da rodovia) entre os grupos, se conformando às condições de uma população panmítica, apesar da heterogeneidade da paisagem onde se distribui. Os resultados oriundos da análise do Structure e da PCA corroboram esse mesmo padrão, em que é estatisticamente mais provável que os grupos estejam em panmixia (Dawson & Belkhir 2001), do que estruturadas em dois ou mais agrupamentos genéticos geográficos.

Em relação à influência da paisagem sobre a diversidade genética, não foram encontradas correlações significativas entre o tamanho da área ocupada por Mata Atlântica no entorno da rodovia e a heterozigosidade esperada, assim como em relação à riqueza alélica do grupo populacional referente a cada trecho. Da mesma forma, a taxa de atropelamentos nos trechos que delimitam cada grupo também não apresentou correlação significativa com a diversidade genética. Contudo, a estimativa de significância dos testes de correlação foi severamente limitada pelo número reduzido de trechos definidos com base nos poucos indivíduos amostrados. Deste modo, as direções dos coeficientes de correlação sugerem algumas tendências de relação entre variáveis, que deverão ser avaliadas novamente mediante maiores tamanhos amostrais. Nota-se que ambas as variáveis genéticas testadas apresentaram correlações negativas com a cobertura florestal, correlações positivas com a taxa de atropelamento no trecho do grupo populacional. Logo, os coeficientes de correlação sugerem que haveria maior diversidade genética em áreas com menor cobertura florestal e com maior mortalidade de indivíduos na rodovia.

Esse padrão pode ser explicado tendo em vista que em paisagens com menor cobertura florestal, os animais seriam obrigados a se deslocarem mais em busca de recursos e formação de pares reprodutivos, entre as manchas florestais. Com o maior deslocamento de indivíduos haveria a possibilidade de o fluxo gênico aumentar entre grupos, apesar do elevado risco de mortalidade na rodovia (Grilo et al. 2018). Se uma parte significativa dos indivíduos presentes nessa paisagem tiver sucesso de sobrevivência e reprodução durante a vida adulta, mesmo que alguns deles acabem morrendo precocemente vítimas de colisões com veículos, haverá um aumento da diversidade genética regional com o passar do tempo.

Resultado semelhante foi encontrado por Lion et al. (2018), com outras duas espécies de roedores de menor porte, que tiveram populações amostradas em cinco regiões distanciadas e com diferentes rodovias presentes entre elas no estado da Califórnia (EUA). Esse estudo demonstrou que a maioria das populações amostradas não apresentaram diferenciação genética significativa, demonstrando também a resiliência de outros roedores silvestres frente aos impactos causados por rodovias e a fragmentação antrópica.

Em paisagens mais preservadas e com maior disponibilidade de habitats favoráveis à ocorrência de *Coendou spinosus* (por exemplo nas proximidades de unidades de conservação, como é o caso da região mais ao sul da área de estudo), os indivíduos não têm necessidade de se deslocarem e de dispersarem frequentemente, pois o ambiente favorece que os indivíduos sobrevivam em áreas de vida relativamente pequenas com maior oferta e qualidade de recursos ecológicos disponíveis. A ausência de correlação entre áreas de vegetação nas proximidades e a taxa de atropelamento da espécie nos diferentes trechos de rodovia, também corrobora a hipótese de que nas áreas fragmentadas a movimentação de indivíduos migrantes entre os grupos dispersos eleva a diversidade genética.

Pesquisas com enfoque no possível efeito-barreira, envolvendo populações controles e impactadas em relação à rodovia (comparação entre indivíduos de duas manchas florestais próximas sem contato com rodovias e entre duas distanciadas em cada margem da rodovia) e à fragmentação (comparação entre indivíduos de grandes áreas contínuas de cobertura vegetal e de outras contendo diversos pequenos fragmentos florestais), poderão elucidar os processos descritos no presente estudo.

Conclusão

De forma geral, a distribuição de *Coendou spinosus* na região centro-norte do estado do Rio de Janeiro, mesmo que atrelada a áreas de remanescentes de Mata Atlântica, parece ser extremamente ampla, e a assinatura genética da espécie indica que está havendo elevado fluxo gênico entre os grupos populacionais de origem dos indivíduos atropelados na rodovia. O entorno da rodovia BR-101/RJ Norte é composto por uma paisagem altamente heterogênea, entretanto os dados genéticos sugerem ser permeável para a espécie, tendo em vista que ela consegue ocupar vastas áreas ao longo das margens da rodovia, sem nenhuma estruturação genética espacial perceptível até o presente momento.

Referências Bibliográficas

- ABDALLA, L. S., & MADUREIRA, C. 2015. Análise de Fragmentação Florestal no município de Silva Jardim, APA do Rio São João, RJ. *Revista Brasileira de Cartografia*, 67(1).
- ASCENSÃO, F., MATA, C., MALO, J. E., RUIZ-CAPILLAS, P., SILVA, C., SILVA, A. P., SANTOS-REIS, M. & FERNANDES, C. 2016. Disentangle the causes of the road barrier effect in small mammals through genetic patterns. *PloS One*, 11(3).
- ASENSIO, N., MURILLO-CHACON, E., SCHAFFNER, C. M., & AURELI, F. 2017. The effect of roads on spider monkeys' home range and mobility in a heterogeneous regenerating forest. *Biotropica*, 49(4), 546-554.
- BANDELT, H. J., FORSTER, P., & RÖHL, A. 1999. Median-joining networks for inferring intraspecific phylogenies. *Molecular Biology and Evolution*, 16(1), 37-48.
- BARTHELMESS, E. L., LOVE, C. N., JONES, K. L., & LANCE, S. L. 2013. Development of polymorphic microsatellite markers for the North American porcupine, *Erethizon dorsatum*, using paired-end Illumina sequencing. *Conservation Genetics Resources*, 5(4), 925-927.
- CAPPA, F. M., BORCHI, C. E., & GIANNONI, S. M. 2019. How Roads Affect the Spatial Use of the Guanaco in a South American Protected Area: Human Connectivity vs Animal Welfare. *Diversity*, 11(7), 110.
- CARVALHO, F. A., NASCIMENTO, M. T., & BRAGA, J. M. A. 2006. Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica submontana na região de Imbaú, Município de Silva Jardim, RJ. *Acta Botanica Brasilica*, 20(3), 727-740.
- CARVALHO, F. A., NASCIMENTO, M. T., & BRAGA, J. M. A. 2007. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). *Revista Árvore*, 31(4), 717-730.
- CARVALHO, F., LOURENÇO, A., CARVALHO, R., ALVES, P. C., MIRA, A., & BEJA, P. 2018. The effects of a motorway on movement behaviour and gene flow in a forest carnivore: Joint evidence from road mortality, radio tracking and genetics. *Landscape and Urban Planning*, 178, 217-227.
- CEIA-HASSE, A., NAVARRO, L. M., BORDA-DE-ÁGUA, L., & PEREIRA, H. M. 2018. Population persistence in landscapes fragmented by roads: Disentangling isolation, mortality, and the effect of dispersal. *Ecological Modelling*, 375, 45-53.
- CHEN, H. L., & KOPROWSKI, J. L. 2016. Barrier effects of roads on an endangered forest obligate: influences of traffic, road edges, and gaps. *Biological Conservation*, 199, 33-40.
- CLARK, R. W., BROWN, W. S., STECHERT, R., & ZAMUDIO, K. R. 2010. Roads, interrupted dispersal, and genetic diversity in timber rattlesnakes. *Conservation Biology*, 24(4), 1059-1069.

- CORANDER, J., WALDMANN, P., & SILLANPÄÄ, M. J. 2003. Bayesian analysis of genetic differentiation between populations. *Genetics*, 163(1), 367-374.
- CORANDER, J., MARTTINEN, P., SIRÉN, J., & TANG, J. 2008. Enhanced Bayesian modelling in BAPS software for learning genetic structures of populations. *BMC Bioinformatics*, 9(1), 539.
- DAWSON, K. J., & BELKHIR, K. 2001. A Bayesian approach to the identification of panmictic populations and the assignment of individuals. *Genetics Research*, 78(1), 59-77.
- DEAN, W. R. J., SEYMOUR, C. L., JOSEPH, G. S., & FOORD, S. H. 2019. A review of the impacts of roads on wildlife in semi-arid regions. *Diversity*, 11(5), 81.
- DIXO, M., METZGER, J. P., MORGANTE, J. S., & ZAMUDIO, K. R. 2009. Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Biological Conservation*, 142(8), 1560-1569.
- DOUZERY, E., & RANDI, E. 1997. The mitochondrial control region of Cervidae: evolutionary patterns and phylogenetic content. *Molecular Biology and Evolution*, 14(11), 1154-1166.
- EXCOFFIER, L., & LISCHER, H. E. 2010. Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. *Molecular Ecology Resources*, 10(3), 564-567.
- EPPS, C. W., PALSBOÛLL, P. J., WEHAUSEN, J. D., RODERICK, G. K., RAMEY, R. R., & MCCULLOUGH, D. R. 2005. Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecology Letters*, 8(10), 1029-1038.
- ESPERANDIO, I. B., ASCENSÃO, F., KINDEL, A., TCHAICKA, L., & DE FREITAS, T. R. O. 2019. Do roads act as a barrier to gene flow of subterranean small mammals? A case study with *Ctenomys minutus*. *Conservation Genetics*, 20(2), 385-393.
- FRANKHAM, R. 1996. Relationship of genetic variation to population size in wildlife. *Conservation Biology*, 10(6), 1500-1508.
- FRANKHAM, R. 2005. Genetics and extinction. *Biological Conservation*, 126(2), 131-140.
- GALBUSERA, P., GITHIRU, M., LENS, L., & MATTHYSEN, E. 2004. Genetic equilibrium despite habitat fragmentation in an Afrotropical bird. *Molecular Ecology*, 13(6), 1409-1421.
- GINÉ, G. A. F., DE BARROS, E. H., DUARTE, J. M. B., & FARIA, D. 2015. Home range and multiscale habitat selection of threatened thin-spined porcupine in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 96(5), 1095-1105.
- GRILO, C., DEL CERRO, I., CENTENO-CUADROS, A., RAMIRO, V., ROMÁN, J., MOLINA-VACAS, G., FERNANDEZ-AGUILAR, X., RODRIGUEZ, J. PORTO-PETER, F., FONSECA, C., REVILLA, E. & GODOY, J. 2016. Heterogeneous road networks have no apparent effect on the genetic structure of small mammal populations. *Science of the Total Environment*, 565, 706-713.

- GRILO, C., MOLINA-VACAS, G., FERNÁNDEZ-AGUILAR, X., RODRIGUEZ-RUIZ, J., RAMIRO, V., PORTO-PETER, F., ASCENSÃO, F., ROMÁN, J. & REVILLA, E. 2018. Species-specific movement traits and specialization determine the spatial responses of small mammals towards roads. *Landscape and Urban Planning*, 169, 199-207.
- GRUBER, B., & ADAMACK, A. T. 2015. Landgenreport: a new R function to simplify landscape genetic analysis using resistance surface layers. *Molecular Ecology Resources*, 15(5), 1172-1178.
- HERRMANN, H. W., POZAROWSKI, K. M., OCHOA, A., & SCHUETT, G. W. 2017. An interstate highway affects gene flow in a top reptilian predator (*Crotalus atrox*) of the Sonoran Desert. *Conservation Genetics*, 18(4), 911-924.
- HOLDEREGGER, R., & DI GIULIO, M. 2010. The genetic effects of roads: a review of empirical evidence. *Basic and Applied Ecology*, 11(6), 522-531.
- HUBISZ, M. J., FALUSH, D., STEPHENS, M., & PRITCHARD, J. K. 2009. Inferring weak population structure with the assistance of sample group information. *Molecular Ecology Resources*, 9(5), 1322-1332.
- HUDSON, R. R., SLATKIN, M., & MADDISON, W. P. 1992. Estimation of levels of gene flow from DNA sequence data. *Genetics*, 132(2), 583-589.
- HUSBY, M. 2017. Traffic influence on roadside bird abundance and behaviour. *Acta Ornithologica*, 52(1), 93-103.
- JAEGER, J. A., BOWMAN, J., BRENNAN, J., FAHRIG, L., BERT, D., BOUCHARD, J., CHARBONNEAU, N., FRANK, K., GRUBER, B., TLUK, K. & VON TOSCHANOWITZ, K. T. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185(2-4), 329-348.
- JACK, J., RYTWINSKI, T., FAHRIG, L., & FRANCIS, C. M. 2015. Influence of traffic mortality on forest bird abundance. *Biodiversity and Conservation*, 24(6), 1507-1529.
- JACKSON, N. D., & FAHRIG, L. 2011. Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation*, 144(12), 3143-3148.
- JANECKA, J. E., TEWES, M. E., DAVIS, I. A., HAINES, A. M., CASO, A., BLANKENSHIP, T. L., & HONEYCUTT, R. L. 2016. Genetic differences in the response to landscape fragmentation by a habitat generalist, the bobcat, and a habitat specialist, the ocelot. *Conservation Genetics*, 17(5), 1093-1108.
- JOMBART, T. 2008. adegenet: a R package for the multivariate analysis of genetic markers. *Bioinformatics*, 24(11), 1403-1405.
- KEARSE, M., MOIR, R., & WILSON, A. 2012. Stones-Havas S, Cheung M, Sturrock S, Buxton S, Cooper A, Markowitz S, Duran C. Geneious Basic: An integrated and extendable desktop software platform for the organization and analysis of sequence data. *Bioinformatics*, 28(12), 1647-1649.

- KELLER, I., & LARGIADER, C. R. 2003. Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270(1513), 417-423.
- LAURANCE, W. F., GOOSEM, M., & LAURANCE, S. G. 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12), 659-669.
- LEIGH, J. W., & BRYANT, D. (2015). POPART: full-feature software for haplotype network construction. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(9), 1110-1116.
- LESBARRÈRES, D., PRIMMER, C. R., LODÉ, T., & MERILÄ, J. 2006. The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Rana dalmatina* populations. *Ecoscience*, 13(4), 531-538.
- LIBRADO, P., & ROZAS, J. 2009. DnaSP v5: a software for comprehensive analysis of DNA polymorphism data. *Bioinformatics*, 25(11), 1451-1452.
- LION, K. A., RICE, S. E., & CLARK, R. W. 2018. Genetic patterns in fragmented habitats: a case study for two *Peromyscus* species in southern California. *Journal of Mammalogy*, 99(4), 923-935.
- LITVAITIS, J. A., REED, G. C., CARROLL, R. P., LITVAITIS, M. K., TASH, J., MAHARD, T., BROMAN, D. J. A., CALAHAN, C. & ELLINGWOOD, M. 2015. Bobcats (*Lynx rufus*) as a model organism to investigate the effects of roads on wide-ranging carnivores. *Environmental management*, 55(6), 1366-1376.
- MAYO, O. 2008. A century of Hardy–Weinberg equilibrium. *Twin Research and Human Genetics*, 11(3), 249-256.
- MMA 2008. Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasil.
- O'BRYHIM, J., CHONG, J. P., LANCE, S. L., JONES, K. L., & ROE, K. J. 2012. Development and characterization of sixteen microsatellite markers for the federally endangered species: *Leptodea leptodon* (Bivalvia: Unionidae) using paired-end Illumina shotgun sequencing. *Conservation Genetics Resources*, 4(3), 787-789.
- OLIVEIRA, P. P., NASCIMENTO, M. T., CARVALHO, F. A., VILLELA, D., KIERULFF, M. C. M., VERULI, V. P., LAPENTA, M. J. & DA SILVA, A. P. 2008. Qualidade do habitat na área de ocorrência do mico-leão-dourado. *Conservação do mico-leão-dourado*, 28820, 14.
- OLIVEIRA, P. A., LIMA, R. B. S., & CHIARELLO, A. G. 2012. Home range, movements and diurnal roosts of the endangered thin-spined porcupine, *Chaetomys subspinosus* (Rodentia: Erethizontidae), in the Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 77(2), 97-107.

- PATERSON, J. E., BAXTER-GILBERT, J., BEAUDRY, F., CARSTAIRS, S., CHOW-FRASER, P., EDGE, C. B., LENTINI, A. M., LITZGUS, J. D., MARKLE, C. E., MCKEOWN, K., MOORE, J. A., REFSNIDER, J. M., RILEY, J. L., ROUSE, J. D., SEBURN, D. C., ZIMMERLING, J. R. & DAVY, C. M. 2019. Road avoidance and its energetic consequences for reptiles. *Ecology and Evolution*, 9(17), 9794-9803.
- PEAKALL, R., & LINDENMAYER, D. 2006. Genetic insights into population recovery following experimental perturbation in a fragmented landscape. *Biological Conservation*, 132(4), 520-532.
- PINTO, F. A., CLEVINGER, A. P., & GRILO, C. 2020. Effects of roads on terrestrial vertebrate species in Latin America. *Environmental Impact Assessment Review*, 81, 106337.
- PRITCHARD, J. K., WENA, X., & FALUSHB, D. 2009. Documentation for structure software: Version 2.3. *Waltham: Thermo Fisher Scientific*.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2020. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena. Available at <http://www.R-project.org>.
- RAYMOND, M. & ROUSSET, F. 1995. Population genetics software for exact test and ecumenicism. *Journal of Heredity*, 86, 248-249.
- REZENDE, C. L., SCARANO, F. R., ASSAD, E. D., JOLY, C. A., METZGER, J. P., STRASSBURG, B. B. N., TABARELLI, M., FONSECA, G. A. & MITTERMEIER, R. A. 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in ecology and conservation*, 16(4), 208-214.
- RYTWINSKI, T., & FAHRIG, L. 2012. Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation*, 147(1), 87-98.
- ROBERTS, M., BRAND, S., & MALINIAK, E. 1985. The biology of captive prehensile-tailed porcupines, *Coendou prehensilis*. *Journal of Mammalogy*, 66(3), 476-482.
- ROSA, C. A., & BAGER, A. 2012. Seasonality and habitat types affect roadkill of neotropical birds. *Journal of Environmental Management*, 97, 1-5.
- ROSA, C. A., & BAGER, A. 2013. Review of the factors underlying the mechanisms and effects of roads on vertebrates. *Oecologia Australis*, 17(1), 6-19.
- ROUSSET, F. 2008. Genepop'007: a complete re-implementation of the genepop software for Windows and Linux. *Molecular Ecology Resources*, 8(1), 103-106.
- SANTOS-JUNIOR, T. S. 1998. Monitoramento de *Coendou prehensilis* (Rodentia: Erethizontidae) resgatados no reservatório da Usina Hidrelétrica de Miranda (MG) e translocados para a Reserva do Jacob, Nova Ponte—MG. *Universidade de Brasília*.

SAWAYA, M. A., KALINOWSKI, S. T., & CLEVINGER, A. P. 2014. Genetic connectivity for two bear species at wildlife crossing structures in Banff National Park. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), 20131705.

SCHUELKE, M. 2000. An economic method for the fluorescent labeling of PCR fragments. *Nature biotechnology*, 18(2), 233-234.

SLATKIN, M., & EXCOFFIER, L. 1996. Testing for linkage disequilibrium in genotypic data using the Expectation-Maximization algorithm. *Heredity*, 76(4), 377-383.

SNYDER, M. A., & LINHART, Y. B. 1997. Porcupine feeding patterns: selectivity by a generalist herbivore? *Canadian Journal of Zoology*, 75(12), 2107-2111.

SOANES, K., TAYLOR, A. C., SUNNUCKS, P., VESK, P. A., CESARINI, S., & VAN DER REE, R. 2018. Evaluating the success of wildlife crossing structures using genetic approaches and an experimental design: lessons from a gliding mammal. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), 129-138.

SUNNUCKS, P., & BALKENHOL, N. 2015. Incorporating landscape genetics into road ecology. *Handbook of Road Ecology*, John Wiley & Sons, 110-118.

TAYLOR, A. C., WALKER, F. M., GOLDINGAY, R. L., BALL, T., & VAN DER REE, R. 2011. Degree of landscape fragmentation influences genetic isolation among populations of a gliding mammal. *PLoS One*, 6(10).

TAMURA, K., PETERSON, D., PETERSON, N., STECHER, G., NEI, M., & KUMAR, S. 2011. MEGA5: molecular evolutionary genetics analysis using maximum likelihood, evolutionary distance, and maximum parsimony methods. *Molecular biology and evolution*, 28(10), 2731-2739.

TEMPLETON, A. R. 2006. *Population genetics and microevolutionary theory*. John Wiley & Sons.

THOMPSON, J. D., GIBSON, T. J., PLEWNIAK, F., JEANMOUGIN, F., & HIGGINS, D. G. 1997. The CLUSTAL_X windows interface: flexible strategies for multiple sequence alignment aided by quality analysis tools. *Nucleic Acids Research*, 25(24), 4876-4882.

VAEOKHAW, S., NGOPRASERT, D., SWATDIPONG, A., GALE, G. A., KLINSAWAT, W., & VICHITSOONTHONKUL, T. 2020. Effects of a highway on the genetic diversity of Asiatic black bears. *Ursus*, 2020(31e3), 1-15.

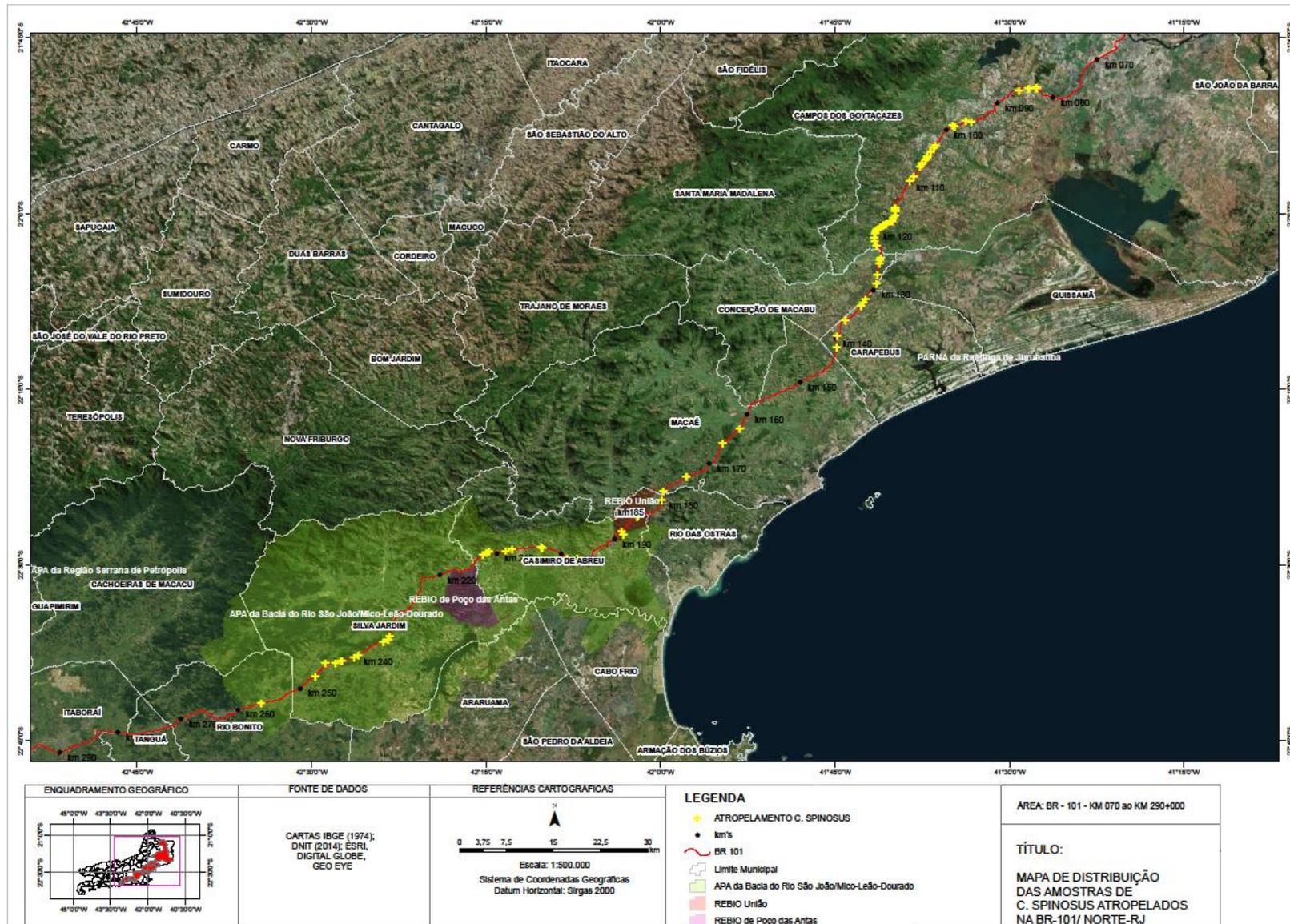
VAN DER REE, R., JAEGER, J. A., VAN DER GRIFT, E. A., & CLEVINGER, A. P. 2011. Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving toward larger scales. *Ecology and Society*, 16(1).

VAN DER REE, R., SMITH, D. J., & GRILO, C. 2015. The Ecological Effects of Linear Infrastructure and Traffic: Challenges and Opportunities of Rapid Global Growth. *Handbook of Road Ecology*, John Wiley & Sons, 1-9.

- VAN OOSTERHOUT, C., HUTCHINSON, W. F., WILLS, D. P., & SHIPLEY, P. (2004). MICRO-CHECKER: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. *Molecular Ecology Notes*, 4(3), 535-538.
- XIA, X., & XIE, Z. 2001. DAMBE: software package for data analysis in molecular biology and evolution. *Journal of Heredity*, 92(4), 371-373.
- ZHANG, S., SUO, M., LIU, S., & LIANG, W. 2013. Do major roads reduce gene flow in urban bird populations? *PloS One*, 8(10).

Apêndice I.

Distribuição espacial dos 63 registros originais de ouriços-cacheiros atropelados na rodovia BR101/RJ Norte.



Apêndice II.

Sumarização das informações de origem das 22 amostras de *Coendou spinosus*, distribuídas ao longo da rodovia BR-101/RJ Norte, com DNA mitocondrial utilizado nas análises (vermelho escuro: grupo populacional North; laranja: North_Central; amarelo: Central; verde claro: South_Central; verde escuro: South).

N	CODE	Road KM	LAT	LONG	ZONE
1	03MAM-T3C	83,050	7584894	245572	24
2	08MAM-T3C	83,150	7584883	245638	24
3	24MAM-T3C	84,300	7584833	244397	24
4	142MAM-T1	97,570	7579449	235211	24
5	205MAM-T1	115,080	7565322	224953	24
6	193MAM-T1	115,120	7573717	229639	24
7	131MAM-T1	117,800	7563216	223756	24
8	207MAM-T1	118,990	7562570	222888	24
9	186MAM-T1	119,400	7562269	222477	24
10	144MAM-T1	119,900	7562010	222210	24
11	188MAM-T1	120,300	7561587	222076	24
12	124MAM-T1	131,980	7551132	220799	24
13	152MAM-T1	136,300	7547797	217902	24
14	40MAM-T3B	162,200	7530850	202951	24
15	PRG1813	RJ-178	7537484	221332	24
16	28MAM-T3B	180,300	7518615	808826	23
17	UNI07	189,000	7513752	802512	23
18	266MAM-T2	233,900	7498282	768542	23
19	269MAM-T2	234,400	7497734	768275	23
20	327MAM-T2	239,800	7495234	763639	23
21	UNI05	242,000	7494560	761588	23
22	260MAM-T2	246,050	7492129	757518	23

Apêndice III.

Matriz de distâncias genéticas entre as 23 amostras de *Coendou spinosus* distribuídas ao longo da rodovia BR-101/RJ Norte e analisadas para DNA mitocondrial (“pairwise distances”). NC021387: grupo externo, amostra de *Coendou insidiosus* oriunda do GenBank.

	28T3B	PRG1813	40T3B	NC021387	188T1	207T1	152T1	144T1	124T1	186T1	131T1	3T3C	142T1	205T1	193T1	8T3C	24T3C	UNI07	UNI05	266T2	260T2	327T2	269T2	
28T3B_APA_{Central_Pop}																								
PRG1813_APA_{Central_Pop}	0,016																							
40T3B_Out_{Central_Pop}	0,011	0,005																						
NC021387_{External}	0,063	0,069	0,063																					
188T1_Out_{North_Central_Pop}	0,033	0,039	0,044	0,063																				
207T1_Out_{North_Central_Pop}	0,039	0,044	0,050	0,081	0,016																			
152T1_Out_{North_Central_Pop}	0,033	0,039	0,044	0,075	0,022	0,016																		
144T1_Out_{North_Central_Pop}	0,039	0,045	0,050	0,069	0,005	0,022	0,027																	
124T1_Out_{North_Central_Pop}	0,033	0,039	0,044	0,063	0,000	0,016	0,022	0,005																
186T1_Out_{North_Central_Pop}	0,022	0,027	0,033	0,051	0,022	0,027	0,021	0,027	0,022															
131T1_Out_{North_Central_Pop}	0,039	0,044	0,050	0,081	0,016	0,000	0,016	0,022	0,016	0,027														
3T3C_Out_{North_Pop}	0,033	0,039	0,044	0,063	0,000	0,016	0,022	0,005	0,000	0,022	0,016													
142T1_Out_{North_Pop}	0,039	0,045	0,050	0,069	0,005	0,022	0,027	0,000	0,005	0,027	0,022	0,005												
205T1_Out_{North_Pop}	0,039	0,044	0,050	0,081	0,016	0,000	0,016	0,022	0,016	0,027	0,000	0,016	0,022											
193T1_Out_{North_Pop}	0,039	0,044	0,050	0,069	0,005	0,011	0,016	0,011	0,005	0,027	0,011	0,005	0,011	0,011										
8T3C_Out_{North_Pop}	0,033	0,039	0,044	0,063	0,000	0,016	0,022	0,005	0,000	0,022	0,016	0,000	0,005	0,016	0,005									
24T3C_Out_{North_Pop}	0,011	0,016	0,022	0,063	0,022	0,027	0,022	0,027	0,022	0,011	0,027	0,022	0,027	0,027	0,027	0,022								
UNI07_APA_{South_Central_Pop}	0,050	0,056	0,062	0,069	0,016	0,021	0,027	0,022	0,016	0,038	0,021	0,016	0,022	0,021	0,011	0,016	0,039							
UNI05_APA_{South_Pop}	0,039	0,044	0,050	0,069	0,005	0,011	0,016	0,011	0,005	0,027	0,011	0,005	0,011	0,011	0,000	0,005	0,027	0,011						
266T2_APA_{South_Pop}	0,033	0,039	0,044	0,062	0,011	0,016	0,011	0,016	0,011	0,021	0,016	0,011	0,016	0,016	0,005	0,011	0,022	0,016	0,005					
260T2_APA_{South_Pop}	0,022	0,016	0,011	0,063	0,044	0,050	0,033	0,050	0,044	0,033	0,050	0,044	0,050	0,050	0,050	0,044	0,021	0,062	0,050	0,044				
327T2_APA_{South_Pop}	0,027	0,033	0,039	0,045	0,016	0,033	0,027	0,022	0,016	0,005	0,033	0,016	0,022	0,033	0,022	0,016	0,016	0,033	0,022	0,016	0,038			
269T2_APA_{South_Pop}	0,044	0,050	0,056	0,075	0,011	0,005	0,022	0,016	0,011	0,033	0,005	0,011	0,016	0,005	0,005	0,011	0,033	0,016	0,005	0,011	0,056	0,027		

Apêndice IV.

Sumarização dos alelos de microssatélites identificados entre as 27 amostras de *Coendou spinosus*, distribuídas ao longo da rodovia BR-101/RJ Norte.

KM Road	LAT	LONG	ZONE	North	Erdo11	Erdo18	Erdo19	Erdo30	Erdo40
84,100	7584834	244445	24	198MAM-T1	094094	212212	000000	000000	185185
83,050	7584894	245572	24	03MAM-T3C	000000	000000	000000	372377	170170
84,300	7584833	244397	24	24MAM-T3C	094094	205216	194194	383387	185185
115,400	7565146	225044	24	134MAM-T1	094094	000000	000000	000000	185185
106,400	7572612	228843	24	137MAM-T1	142142	000000	000000	000000	185185
83,150	7584883	245638	24	08MAM-T3C	146154	209216	000000	000000	185185
105,650	7572707	228870	24	305MAM-T1	126126	212216	147147	343363	185185
98,800	7578733	233244	24	114MAM-T1	138138	216220	147210	000000	185185
KM Road	LAT	LONG	ZONE	North_Central	Erdo11	Erdo18	Erdo19	Erdo30	Erdo40
119,350	7562313	222554	24	301MAM-T1	000000	000000	154158	000000	000000
133,100	7550095	220220	24	118MAM-T1	094094	216216	000000	383387	185185
118,150	7562931	223336	24	206MAM-T1	098098	000000	000000	000000	185185
117,400	7563436	224183	24	090MAM-T1	142154	201201	194194	368368	185185
117,800	7563216	223756	24	131MAM-T1	138138	212220	199210	368368	185185
KM Road	LAT	LONG	ZONE	Central	Erdo11	Erdo18	Erdo19	Erdo30	Erdo40
166,000	7528149	200174	24	04MAM-T3B	094094	212212	194194	383406	181181
180,300	7518615	808826	23	28MAM-T3B	094094	000000	000000	000000	185185
162,200	7530850	202951	24	40MAM-T3B	000000	000000	000000	000000	185185
164,400	7529150	201337	24	29MAM-T3B	115115	212212	194210	368368	185185
174,400	7522598	194787	24	64MAM-T3B	126126	205225	190190	372372	000000
162,500	7530463	202579	24	098MAM-T1	000000	000000	000000	000000	185185
KM Road	LAT	LONG	ZONE	South_Central	Erdo11	Erdo18	Erdo19	Erdo30	Erdo40
189,000	7513752	802512	23	UNI07	126126	216216	194194	377390	185185
185,000	7516356	805345	24	38MAM-T3B	000000	216216	194194	372390	000000
212,180	7510789	782515	23	246MAM-T2	094094	205216	194194	363363	185185
211,500	7511282	783466	23	255MAM-T2	126142	000000	194199	368368	185185
KM Road	LAT	LONG	ZONE	South	Erdo11	Erdo18	Erdo19	Erdo30	Erdo40
242,000	7494560	761588	23	UNI05	146146	212216	194194	368368	185185
242,400	7494503	761290	23	174MAM-T2	094094	257257	000000	390394	185185
240,400	7495068	763240	23	157MAM-T2	000000	000000	000000	000000	185185
239,800	7495234	763639	23	327MAM-T2	126126	216225	194199	000000	185185

Apêndice V.

Sumário do teste de equilíbrio de Hardy-Weinberg (P(HWE)) para *loci* de *Coendou spinosus* entre os grupos populacionais ao longo do traçado da rodovia BR-101/RJ Norte. Valores significativos ($p \leq 0,05$) estão em negrito itálico, e indicam desequilíbrio genético. Mn = monomórfico. GROUP: grupo amostrado.

GROUP	Erdo11	Erdo18	Erdo19	Erdo30	Erdo40
North	<i>0,001</i>	1	0,199	1	0,067
North_Central	<i>0,008</i>	0,073	0,205	0,204	Mn
Central	<i>0,026</i>	0,200	0,198	0,069	0,112
South_Central	0,199	Mn	Mn	0,122	Mn
South	0,068	0,468	Mn	0,324	Mn

Apêndice VI.

Descrição da taxa de atropelamento, área ocupada por Mata Atlântica no entorno da rodovia BR-101/RJ Norte, e parâmetros de diversidade genética dos grupos populacionais de *Coendou spinosus*. GROUP: grupo amostrado; Road sector: trecho da rodovia referente ao grupo populacional; N roadkills: número de atropelamentos; Roadkill index: taxa de atropelamento da espécie; Atlantic Rainforest: área coberta por vegetação do bioma; Ar: riqueza alélica; He: heterozigosidade esperada.

GROUP	Road sector (33 km)	N roadkills (48 samplings)	Roadkill index (ind./km/day of sampling)	Atlantic Rainforest (ha)	Ar	He
North	83-116	22	0,014	344	2,65	0,714
North_Central	116-149	24	0,015	503	2,45	0,823
Central	149-182	9	0,006	1155	2,29	0,654
South_Central	182-215	9	0,006	2081	1,90	0,552
South	215-248	11	0,007	2016	2,16	0,750

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- A análise do padrão espaço-temporal dos registros da fauna silvestre atropelada por meio de grupos funcionais é uma abordagem promissora, à medida que os resultados encontrados nesse estudo demonstram que é possível identificar hotspots comuns a várias espécies ecologicamente similares e a mais de um grupo funcional de mamíferos ao longo da via. Uma vez que medidas de mitigação tendem a ter um elevado custo, a implantação destas medidas deve priorizar uma gama maior de espécies e, principalmente, a preservação da maior diversidade funcional das comunidades no entorno à rodovia. Esforços de conservação baseados em grupos funcionais de espécies, portanto, tendem a apresentar um benefício equitativo à comunidade de mamíferos como um todo, não somente aquelas mais suscetíveis ao atropelamento em rodovias, ou em maior risco de extinção por exemplo.
- Os ouriços-cacheiros respondem à influência de alterações causadas pela duplicação da rodovia. Ao se movimentarem mais durante o período das obras de duplicação das pistas, acabam mais expostos ao risco de colisão, o que se agrava com a posterior implantação das barreiras divisórias entre as pistas. Entretanto, depois das obras concluídas e a pista duplicada liberada para o tráfego, os atropelamentos tendem a diminuir gradativamente, o que provavelmente está associado a um aumento do seu comportamento repulsivo em resposta aos distúrbios intensificados pela rodovia funcionando com tráfego em pistas duplicadas, aumentando o isolamento geográfico entre agrupamentos populacionais presentes nas áreas marginais da rodovia.
- Do ponto de vista genético, os grupos populacionais de ouriço-cacheiro amostrados através de indivíduos atropelados ao longo do traçado da BR-101 da região centro-norte do estado do Rio de Janeiro apresentaram elevados níveis de fluxo gênico e diversidade genética. Esse padrão de ausência de estruturação geográfica foi evidenciado por meio de ambos os marcadores genéticos utilizados. Trata-se de uma população panmítica com extensa distribuição espacial ao longo da paisagem heterogênea que compõem a região, corroborando a plasticidade ecológica da espécie para persistir em equilíbrio genético nos mais variados ambientes.