

**PLANEJAMENTO DE TRAVESSIAS DE FAUNA
PARA ESPÉCIES ARBORÍCOLAS EM UMA
PAISAGEM FLORESTAL FRAGMENTADA**

CAMILA DE FÁTIMA PRIANTE

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE – UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

DEZEMBRO DE 2021

PLANEJAMENTO DE TRAVESSIAS DE FAUNA PARA ESPÉCIES
ARBORÍCOLAS EM UMA PAISAGEM FLORESTAL FRAGMENTADA

CAMILA DE FÁTIMA PRIANTE

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Dr. Carlos Ramon Ruiz-Miranda
Coorientadora: Dra. Milene Amâncio Alves-Eigenheer

Campos dos Goytacazes, RJ
Dezembro de 2021

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pela autora.

P945 Priante, Camila de Fátima.

PLANEJAMENTO DE TRAVESSIAS DE FAUNA PARA ESPÉCIES ARBORÍCOLAS EM UMA PAISAGEM FLORESTAL FRAGMENTADA / Camila de Fátima Priante. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2022.

88 f. : il.
Inclui bibliografia.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2022.

Orientador: Carlos Ramón Ruiz Miranda.

1. modelagem. 2. conectividade da paisagem. 3. fragmentação. 4. passagem de fauna. 5. LSCorridors. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

PLANEJAMENTO DE TRAVESSIAS DE FAUNA PARA ESPÉCIES
ARBORÍCOLAS EM UMA PAISAGEM FLORESTAL FRAGMENTADA

CAMILA DE FÁTIMA PRIANTE

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovado em 28 de janeiro de 2022.

Comissão Examinadora:



Dr. Milton Cezar Ribeiro (IB/UNESP)



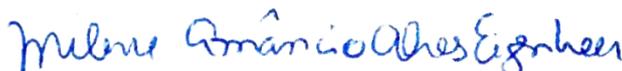
Dra. Paloma Marques Santos (INMA)



Dra. Priscila da Silva Lucas (CBB/UENF)



Dr. Carlos Ramon Ruiz-Miranda (CBB/UENF)
Orientador



Dra. Milene Amâncio Alves-Eigenheer (CBB/UENF)
Coorientador



Governo do Estado do Rio de Janeiro
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação

DECLARAÇÃO

Eu, Marina Satika Suzuki, coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), seguindo a Resolução CPPG nº2 de 2021, declaro validadas as assinaturas constantes da Folha de Assinaturas da Dissertação intitulada “Planejamento de travessias de fauna para espécies arborícolas em uma paisagem florestal fragmentada” de autoria de Camila de Fátima Priante, defendida no dia 28 de janeiro de 2022.

Campos dos Goytacazes, 27 de abril de 2022

Marina Satika Suzuki
Coordenadora PPG-ERN / UENF
ID. Funcional 641333-1



Documento assinado eletronicamente por **Marina Satika Suzuki, Coordenadora**, em 27/04/2022, às 10:10, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento nos art. 21º e 22º do [Decreto nº 46.730, de 9 de agosto de 2019](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.fazenda.rj.gov.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=6, informando o código verificador **31860766** e o código CRC **88D2C8A3**.

Referência: Processo nº SEI-26009/002124/2021

SEI nº 31860766

Avenida Alberto Lamego, 2000, - Bairro Pq. Califórnia, Campos dos Goytacazes/RJ, CEP 28013-602
Telefone: - www.uenf.br

“Tranque as suas bibliotecas, se quiser; mas não há nenhuma porta, nenhum cadeado, nenhum ferrolho que você possa colocar sobre a liberdade da minha mente.”

(Virginia Woolf)

AGRADECIMENTOS

Agradeço a UENF-FAPERJ juntamente a CAPES pelo subsídio que me permitiu a dedicação em tempo integral para este estudo ser realizado. E que apesar do desmonte e cada vez mais estarmos passando por tempos difíceis em nosso governo, é um órgão que acredita na ciência e no poder de cada pesquisador em quebrar as barreiras do conhecimento e enxergar um mundo novo a cada descoberta. E que fique registrado a grande importância da ciência no contexto da pandemia, onde os pesquisadores trabalharam intensamente em diversas frentes buscando maneiras para enfrentarmos esse período da melhor forma possível. *Viva a ciência!*

Ao meu orientador Ruiz (*obrigada por você existir*), frase atemporal que está na parede do bar onde por muitas vezes, nós alunos devaneamos sobre a ciência. Obrigada por abrir as portas do SERCAS e me receber como parte do time, por me dar apoio, sempre estar presente quando precisei e me mostrar que além de um grande professor, tu também és um ser humano incrível. Obrigada pela parceria.

Toda equipe do laboratório SERCAS e as amigadas que ali pude cultivar.

A Milene (*Mimo*) que viu seu filhote acadêmico sair do ninho e bater asas. Nada disso seria possível se lá no passado, você não tivesse compartilhado comigo a sua paixão e me mostrado o quão fantástico pode ser o mundo da pesquisa. *Abiga*, sou grata por ter alguém como você em minha vida. Abracinhos da sua eterna *mini-lobo*.

A minha família, pai e mãe, que com o coração na mão de verem sua filha indo estudar tão longe de casa, apesar disso, me deram toda força e apoio que possa existir nesse mundo para eu chegar/estar aqui. Com toda a certeza, vocês são meu bem mais precioso.

Um agradecimento a todos os meus amigos de Campos que tornaram essa caminhada mais leve, que me acolheram e fizeram-me sentir em casa. Em especial Guxtavo (Hiper); ao grupo mais misto que poderia existir, Elon, Lázaro, Greicy, Gustavo, Queila, Lucas e Sônia, a amizade de vocês foi essencial para minha construção tanto como pessoa como pesquisadora, aprendi muito com cada um até o momento onde pudemos viver juntos. E também a mais recente

chegada no meu coração, Ariane, com certeza uma das amízedes mais bela que Campos/UENF pode me proporcionar.

Ao meu namorado André que esteve ao meu lado em todos os momentos, apoiando e me encorajando para as mais doidas decisões. Obrigada pelo companheirismo sempre. Meu paRceiro!

Gostaria de agradecer com todo meu carinho e gratidão a TODOS que de alguma forma contribuíram nessa jornada para eu chegar até aqui.

Obrigada a todos!

Sumário

RESUMO.....	xii
ABSTRACT	xiii
INTRODUÇÃO GERAL	1
CAPÍTULO 1 - USO DE CONHECIMENTO DE ESPECIALISTAS E MODELAGEM DE MOVIMENTO ANIMAL PARA IDENTIFICAÇÃO DE MELHORES LOCAIS PARA A IMPLEMENTAÇÃO DE PONTES DE DOSSEL PARA MAMIFEROS ARBORICOLAS SOBRE FAIXAS DE DUTOS SUBTERRANEOS DE PETROLEO E GÁS	5
RESUMO	6
ABSTRACT	7
1 INTRODUÇÃO	8
2 OBJETIVO GERAL	11
2.1 Objetivos específicos	11
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	12
3.1 Área de estudo.....	12
3.2 Definição do perfil ecológico das espécies estudadas	13
3.3 Mapeamento da área de estudo	15
3.4 Levantamento de dados por especialistas	16
3.5 Matriz de resistência	18
3.6 Seleção dos pontos de conexão	18
3.7 Modelagem dos corredores.....	19
4 RESULTADOS.....	21
4.1 Mapeamento da área de estudo	21
4.2 Levantamento de dados por especialistas	22
4.3 Modelagem dos corredores.....	23
5 DISCUSSÃO	27
6 CONCLUSÃO	29
7 REFERÊNCIAS.....	30
Material Suplementar I - Descrição das classes	39
Material Suplementar II – Simulações detalhadas das áreas de estudo.....	41
CAPÍTULO 2 - MODELAGEM DE CONECTIVIDADE DA PAISAGEM PARA BACIA DO RIO SÃO JOÃO NO RIO DE JANEIRO	46
RESUMO	47
ABSTRACT	48

1 INTRODUÇÃO	49
2 OBJETIVO	52
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	53
3.1 ÁREA DE ESTUDO	53
3.2 ESPÉCIE DE ESTUDO.....	55
3.3 MAPEAMENTO.....	56
3.4 MATRIZ DE RESISTÊNCIA	57
3.5 DEFINIÇÃO DOS CENÁRIOS DE ESTUDO: ÁREAS NÃO PRIORITÁRIAS E ÁREAS PRIORITÁRIAS	58
3.6 SELEÇÃO DOS PONTOS (CONJUNTO DE CONEXÃO)	59
3.7 MODELAGEM.....	60
4 RESULTADOS.....	61
4.1 MODELAGEM.....	61
4.2 IDENTIFICAÇÃO DOS MELHORES TRAJETOS/CAMINHOS.....	62
5 DISCUSSÃO	63
6 CONCLUSÃO	66
7 REFERÊNCIAS.....	67
CONCLUSÃO GERAL	73

Lista de Figuras

Capítulo 1

Figura 1: Limite das áreas de estudo localizada dentro da Bacia do Rio São João no estado do Rio de Janeiro: (A) fragmentos florestais próximos a Reserva Poço das Antas; e (B) Reserva Biológica União 12

Figura 2: Trecho da passagem dos dutos dentro da área de estudo: (A) foto da faixa de dutos de gás e óleo na área de estudo dos fragmentos próximos a Reserva Poço das Antas; (B) trecho dentro da área da Reserva Poço das Antas; e (C) trecho dentro da Reserva Biológica União. 13

Figura 3: (A) *Leontopithecus rosalia* (mico-leão-dourado) por Jeroen Kransen; (B) *Coendou spinosus* (ouriço-cacheiro) por Luciene dos Santos; (C) *Bradypus torquatus* (preguiça-de-coleira) por Roberto de Oliveira Silva..... 15

Figura 4: Pares de pontos para conexão (A) em fragmentos próximo a Reserva Poço das Antas; e na Reserva União (B), Rio de Janeiro 19

Figura 5: Resumo dos processos para as análises de modelagem para poder avaliar os melhores locais para instalação de travessias de fauna. 20

Figura 6: Mapeamento de uso do solo que compõem a paisagem da região de estudo na Bacia do Rio São João - RJ, área de estudo A (fragmentos da APA do Rio São João) e B (Reserva União). 21

Figura 7: Principais classes de uso do solo encontradas na área de estudo ... 22

Figura 8: Valores de matriz de resistência para cada classe de cobertura do uso do solo, considerando as respostas de especialistas para as espécies ouriço-cacheiro (*Coendou spinosus*, em rosa), preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*, em azul) e mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*, em verde)..... 23

Figura 9: Conjunto de simulações para as três espécies 24

Figura 10: Visão detalhada de um conjunto de simulação de conexões para as três espécies estudadas na área de estudo B..... 25

Capítulo 2

Figura 1: Área de estudo localizada no norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil 53

Figura 2: Distribuição das Unidades de Manejo de Populações do mico-leão-dourado ao longo da Bacia do Rio São João 54

Figura 3: Mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) e sua distribuição nas cidades da baixada costeira do Rio de Janeiro 55

Figura 4: Mapeamento da área de estudo fornecido pelo MapBiomias com identificação das classes.....	56
Figura 5: Valor de resistência para cada uma das classes identificadas no mapeamento da área de estudo considerando a espécie mico-leão-dourado (<i>Leontopithecus rosalia</i>)	57
Figura 6: Representação da transformação do arquivo shapefile para o formato raster com a atribuição dos valores de peso para cada classe identificada anteriormente no mapeamento	58
Figura 7: O triângulo preto representa os conjuntos de conexões e os círculos na cor vermelha indicam as áreas prioritárias para conexão (UMPs, estruturas de passagens de fauna, fazendas e áreas de projeto da AMLD).....	59
Figura 8: Modelagem e parâmetros utilizados para o cenário com e sem prioridade	62
Figura 9: Modelagem e parâmetros utilizados para o cenário com prioridade.	63

Lista de Tabelas

Capítulo 1

Tabela 1: Formulário enviado a especialistas nas espécies-alvo.....	17
---	----

RESUMO

O processo de alteração do uso e ocupação do solo ligado a atividades antrópicas provoca um impacto direto na paisagem, incluindo a redução ou ausência de conexão entre fragmentos de habitat. Uma forma de mitigação desse impacto é a promoção de medidas de conectividade, que avaliam o potencial de uma área em conectar fragmentos de habitat isolados utilizando ferramentas como corredores ecológicos e estruturas de passagens de fauna. Sendo assim, os estudos na área de conectividade são ferramentas importantes para o planejamento de ações que possam ampliar o movimento dos organismos e a troca do fluxo gênico entre populações vivendo em uma paisagem fragmentada. Essa dissertação teve como objetivo identificar áreas prioritárias para a instalação de passagens de fauna, proporcionando a conectividade de uma paisagem florestal fragmentada ao longo da Bacia hidrográfica do Rio São João, no estado do Rio de Janeiro. No capítulo 1, realizamos uma modelagem da paisagem visando a instalação de passagens de fauna para 3 espécies de mamíferos arborícolas (*Bradypus torquatus*, *Coendou spinosus* e *Leontopithecus rosalia*) em uma região florestal atravessada por uma faixa de dutos subterrâneos de óleo e gás. No capítulo 2, associamos o processo de modelagem a dois tipos de ambientes diferentes, realizando assim a escolha dos melhores locais para promover a conectividade da paisagem ao longo da Bacia hidrográfica do Rio São João. Esse estudo traz novas percepções para a conexão da paisagem fragmentada da Mata Atlântica do Rio de Janeiro, e pode ser utilizada como uma ferramenta de planejamento ambiental, auxiliando na manutenção e conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: modelagem, conectividade, fragmentação, *LSCorridors*, matriz de resistência, passagem de fauna.

ABSTRACT

The process of land-use change related to human activities causes a direct impact on the environment, including the reduction or absence of connection between habitat patches. One form of impact mitigation is the use of connectivity measures that assess the potential of an area to connect habitat patches using tools such as forest corridors and fauna passage structures. Therefore, studies about connectivity are great tools for planning actions that can expand the movement of organisms and gene flow between populations living in a fragmented landscape. This study aimed to identify priority areas for the installation of wildlife crossing structures, providing the connectivity of a fragmented forest landscape along the hydrographic basin of the São João River in the state of Rio de Janeiro, Brazil. In chapter 1, we performed a complex landscape modeling for installing fauna passages for three species of arboreal mammals (*Bradypus torquatus*, *Coendou spinosus*, and *Leontopithecus rosalia*) in a forest region traversed by a cleared strip for underground oil and gas pipelines. In chapter 2, we associate the modeling process with two types of environments, choosing the best locations to promote landscape connectivity along the São João River Basin. This study brings new insights into a fragmented landscape connection of the Atlantic Forest of Rio de Janeiro and can be explored as an environmental planning tool, helping to maintain and biodiversity conservation.

Key words: modeling, connectivity, fragmentation, LSCorridros, resistance matrix, wildlife crossing structures.

INTRODUÇÃO GERAL

Conectividade é a capacidade que um ambiente tem em facilitar ou limitar a movimentação dos organismos entre os fragmentos de vegetação, sendo essencial para a interação entre organismos e áreas (Taylor *et al.*, 1993; Wu, 2014). Tal parâmetro é essencial para a conservação do meio ambiente, uma vez que a fragmentação de habitats é um dos principais fatores responsáveis pela perda da biodiversidade e extinção de espécies (D'Eon *et al.*, 2002; Fahrig, 2003; Kremen *et al.*, 2007; Brudvig *et al.*, 2015).

A fragmentação é a quebra de um ambiente natural contínuo em porções menores (Andrén, 1994), podendo ser derivada de um processo natural ou de ação antrópica (Collinge, 2009; Joly *et al.*, 2014). A conectividade é uma medida essencial para a sobrevivência de espécies com baixa capacidade de locomoção em áreas fragmentadas, uma vez que as mesmas possuem uma limitação ao se movimentar pela matriz, permanecendo restritos a fragmentos isolados (Metzger, 1999; Fahrig, 2003). Além disso, a fragmentação também afeta importantes processos ecológicos, como dispersão de sementes, reprodução, predação, polinização e interação entre espécies (Kurki *et al.*, 2000, Kremen *et al.*, 2007; Mitchell *et al.*, 2015).

O incremento da conectividade da paisagem pode minimizar ou até mesmo evitar os impactos provocados pela fragmentação, e pode ser planejada considerando a resposta das espécies frente a paisagem (sendo denominada conectividade funcional; Tischendorf & Fahrig, 2000; Baguette & Van Dyck, 2007); e/ou considerando padrões espaciais que facilitem ou impeçam a movimentação dos organismos (denominada como conectividade estrutural; Taylor *et al.*, 1993; Crooks & Sanjayan, 2006). A conectividade estrutural pode ser proporcionada através do planejamento e implantação de corredores ecológicos e estruturas de passagens de fauna, auxiliando o fluxo gênico pela movimentação de organismos e recolonização de espécies reduzidas ou extintas localmente (Kageyama *et al.*, 1998; Bennett, 2003; Arruda & Nogueira de Sá, 2004).

Considerando que a conectividade é um processo chave para a conservação e manutenção da biodiversidade, o objetivo deste estudo foi

identificar áreas prioritárias para a instalação de passagens de fauna, proporcionando um aumento da conectividade de uma paisagem florestal fragmentada na Bacia hidrográfica do Rio São João, no estado do Rio de Janeiro. Esse estudo está estruturado com dois capítulos:

Capítulo I - Uso de conhecimento de especialistas e modelagem de movimento animal para identificação de melhores locais para a implementação de pontes de dossel para mamíferos arborícolas sobre faixas de dutos subterrâneos de petróleo e gás. - Este capítulo teve como objetivo identificar os melhores locais para implantação de travessias de fauna sobre faixas de dutos de gás e óleo em um trecho da Reserva Biológica União e da APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, considerando três espécies de mamíferos arborícolas.

Capítulo II - Modelagem de conectividade da paisagem para Bacia Hidrográfica do Rio São João no Rio de Janeiro. - Neste capítulo, o mico-leão-dourado foi utilizado como espécie-chave para gerar um modelo de planejamento de medidas de conectividade de áreas em toda a Bacia do Rio São João, considerando informações da paisagem e de locais

Esta dissertação traz novas recomendações que visam auxiliar o planejamento e tomadas de decisão para a conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas, especialmente considerando a Mata Atlântica no interior do Rio de Janeiro.

Referências

Andrén, H., & Andren, H. (1994). Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos*, 71(3), 355. doi:10.2307/3545823.

Arruda, M. B.; Nogueira de Sá, L. F. S. (2004). *Corredores Ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil*. Brasília. Ibama.

Baguette, M., & Van Dyck, H. (2007). Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology*, 22(8), 1117–1129. doi:10.1007/s10980-007-9108-4.

Bennett, A. F. (2003). *Linkage in the landscape: The role of corridors and Connectivity in the Wildlife Conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom.

Collinge, S. K. (2009). *Ecology of fragmented landscapes*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 358 p.

Crooks, K. R., & Sanjayan, M. (2006). Connectivity conservation: maintaining connections for nature. *Connectivity Conservation*, 1–20. doi:10.1017/cbo9780511754821.001

D'éon, R.G.; Glenn, S.M.; Parfitt, I. & Fortin, M.J. (2002). Landscape connectivity as a function of scale and organism vagility in a real forested landscape. *Conservation Ecology*, 6: 1-10.

Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515. doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.13241.

Joly, C. A., Metzger, J. P., & Tabarelli, M. (2014). Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, 204(3), 459–473. doi:10.1111/nph.12989.

Kageyama, P.Y.; Gandara, F.B.; Souza, L.M.I. (1998). Conseqüências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. *Série técnica IPEF* v. 12, n. 32, p. 65-70.

Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Ricketts, T. H. (2007). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, 10(4), 299–314. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01018.x.

Kurki, S.; Nikula, A.; Helle, P. & Lindén, H. (2000). Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology*, 81: 1985- 1997.

Metzger, J. P. (1999). Estrutura da Paisagem e Fragmentação: análise bibliográfica. *Acad. Bras. Ci.* v.71, n.3-14, p.445-463.

Mitchell, M. G. E., Suarez-Castro, A. F., Martinez-Harms, M., Maron, M., McAlpine, C., Gaston, K. J., Rhodes, J. R. (2015). Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(4), 190–198. doi:10.1016/j.tree.2015.01.011.

Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7–19. doi:10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x

Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, 68(3), 571. doi:10.2307/3544927.

Wu, J. (2014). Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. *Landscape and Urban Planning*, v. 125, p. 209-221.

Wu, J.; Hobbs, R. (2002). Key issues and research priorities in landscape ecology: na idiosyncratic synthesis. *Landscape Ecology*, v. 17, p. 335 - 365.

CAPÍTULO I**USO DE CONHECIMENTO DE ESPECIALISTAS E MODELAGEM
DE MOVIMENTO ANIMAL PARA IDENTIFICAÇÃO DE
MELHORES LOCAIS PARA A IMPLEMENTAÇÃO DE PONTES
DE DOSSEL PARA MAMIFEROS ARBORICOLAS SOBRE
FAIXAS DE DUTOS SUBTERRANEOS DE PETROLEO E GÁS****CAMILA DE FÁTIMA PRIANTE****CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ
DEZEMBRO DE 2021**

RESUMO

A conectividade de áreas alteradas por ações humanas é essencial para a manutenção de processos ecossistêmicos e para a conservação da biodiversidade. Alterações como a fragmentação florestal, afetam a estrutura do habitat e o uso do espaço por animais e promovendo até mesmo o isolamento de populações. Uma das principais causas para a fragmentação de habitats é a presença de infraestruturas lineares, como estradas, faixas de dutos de gás e óleo, linhas de transmissão de energia e ferrovias. As medidas de conectividade da paisagem, como passagens de fauna e corredores ecológicos, podem reduzir os efeitos negativos da fragmentação do habitat, conectando áreas isoladas e auxiliando a movimentação de espécies. Este estudo tem como objetivo propor os melhores locais para implementação de travessias de fauna, focando em mamíferos arborícolas, vivendo em uma região fragmentada da região da Bacia do Rio São João no Rio de Janeiro. A partir do mapeamento de uso do solo da região e um formulário respondido por especialistas das espécies-alvo, desenvolvemos um mapeamento da matriz de resistência, no qual foi utilizada para a modelagem com abordagem de menor custo. Os modelos mostraram que a maioria dos caminhos simulados possui o mesmo padrão, destacando semelhanças na percepção de especialistas de como a estrutura da paisagem afeta as espécies-alvo estudadas. Nossos resultados poderão ser aplicados de maneira prática, auxiliando no aumento da conectividade da paisagem, e conseqüentemente, auxiliando na conservação de espécies e áreas.

Palavras-chave: Conectividade da paisagem; Travessia de fauna; Mata Atlântica, *Leontopithecus rosalia*; *Bradypus torquatus*; *Coendou spinosus*.

ABSTRACT

The connectivity of areas altered by human actions is essential for ecosystem processes and biodiversity conservation. Changes such as forest fragmentation affect the habitat structure and the space use by animals, promoting the isolation of populations. One of the main causes of habitat fragmentation is the presence of linear infrastructures such as roads, gas and oil pipeline lanes, power transmission lines, and railways. Landscape connectivity measures, such as wildlife passages and ecological corridors, can reduce the negative effects of habitat fragmentation, connecting isolated areas and aiding the movement of species. This study aims to propose the best locations for implementing wildlife crossings, focusing on arboreal mammals living in a fragmented region of the São João River Basin region in Rio de Janeiro. We mapped of the resistance matrix using the region's land use information and a form answered by specialists of the target species, which was used for modeling with a lower-cost approach. The models showed that most simulated paths have the same pattern, highlighting similarities between how experts perceive how landscape structure affects the target species studied. Our results can be applied practically, helping to increase the connectivity of the landscape, and consequently, helping to conserve species and areas.

Key words: Landscape connectivity; Fauna crossing; Atlantic Forest, *Leontopithecus rosalia*; *Bradypus torquatus*; *Coendou spinosus*.

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é classificada como um dos hotspots para a conservação da biodiversidade, possuindo uma alta riqueza de espécies e uma alta taxa de endemismo no mundo (Myers *et al.*, 2000; da Silva e Casteleti, 2003; Ribeiro *et al.*, 2009). Esse bioma também é um dos mais afetados pelo desmatamento, sendo que cerca de 83% da sua cobertura vegetal foi convertida em espaços de uso antrópico, restando apenas em torno de 12 a 16% da floresta original (Ribeiro *et al.*, 2009; Haddad *et al.*, 2015; SOS Mata Atlântica; INPE, 2019). A Mata Atlântica já foi um ambiente de vegetação contínua, mas hoje ocorre principalmente em porções isoladas em matrizes de áreas degradadas (Joly *et al.*, 2014). No Estado do Rio de Janeiro, os remanescentes ainda presentes correspondem a menos de 20% de uma cobertura que no passado cobria 100% do seu território, impactando diretamente na biodiversidade local (SOS Mata Atlântica.; 2002; Ribeiro *et al.*, 2009).

O processo de expansão antrópica é um dos principais elementos responsáveis pela fragmentação e perda de habitat. A paisagem natural pode ser alterada por diversos processos, como a conversão de terras voltadas para atividades do setor agropecuário, a implementação de infraestruturas, o aumento não planejado de áreas urbanas, o surgimento de novas tecnologias e outras atividades humanas derivadas (Geist & Labin, 2002; Fischer & Lindenmayer, 2007; Wright, 2010; Macdonald *et al.*, 2018).

A fragmentação é o processo de divisão de um habitat contínuo em porções menores, provocando uma interrupção na continuidade de uma área natural (Andrén, 1994). Seus efeitos interferem diretamente nas comunidades que ocupam essas áreas, uma vez que criam barreiras para o deslocamento de animais e consequentemente para importantes processos ecológicos, como, predação, reprodução, polinização e dispersão de sementes (Andrén, 1994; Fahrig, 2003). A longo prazo, esse isolamento pode provocar redução no tamanho das populações, e até mesmo extinções locais (Fahrig, 2003; Kremen *et al.*, 2007; Brudvig *et al.*, 2015; Mitchell *et al.*, 2015).

Uma das principais causas para a fragmentação de habitats são as infraestruturas lineares, como canais de água, cercas, dutos de combustível, estradas, ferrovias, linhas de transmissão de energia e parques eólicos (Andrén, 1994; Crooks, 2002; Aguirre, 2009; Laurance *et al.*, 2009; Martensen *et al.*, 2012; Jakes *et al.*, 2018). A presença dessas infraestruturas está relacionada a mortalidade de animais

selvagens devido a atropelamentos, eletrocussão com fios aéreos, competição e predação por espécies invasoras, caçadores e maior exposição a doenças de animais domésticos (Aguirre, 2009; Martensen *et al.*, 2012; Rytwinski & Fahrig, 2013). Além disso, infraestruturas lineares podem provocar o isolamento de áreas, reduzindo a capacidade de movimentação dos organismos pela paisagem, pois atuam como barreiras para o deslocamento de indivíduos (Fahrig, 2003; Barrientos & Borda-de-Água, 2017; Ascensão *et al.*, 2019).

Movimento é o processo que permite que os animais possam estabelecer interações e processos ecológicos entre grupos e locais diferentes (Jeltsch *et al.* 2013). Os animais se movem em resposta aos recursos primordiais, como reprodução, alimentação, competição, ou como mecanismo de defesa e fuga, sendo seus movimentos moldados por processos evolutivos e ecológicos (Nathan, 2008; Kays *et al.*, 2015). Em um ponto de vista mais amplo, a movimentação torna possível a interação entre populações, comunidades e ecossistemas (Nathan, 2008).

Sendo assim, é fundamental conectar paisagens fragmentadas, mitigando os impactos sobre as espécies e processos ecológicos nessas áreas (de Castro & Fernandez, 2004, Nathan, 2008; Kays *et al.*, 2015). Conectividade é à medida que avalia o potencial de uma área em permitir ou não o deslocamento das espécies por entre diversos componentes da paisagem (Hilty *et al.*, 2006) e é considerado um elemento chave no planejamento de áreas protegidas para auxiliar a conservação e o manejo da biodiversidade (Linddenmayer *et al.*, 2002; Phillips *et al.*, 2008).

A compreensão da conectividade pode variar entre duas formas, sendo que características como tamanho e disposição dos fragmentos podem determinar o arranjo físico da paisagem, independentemente do comportamento dos organismos (conectividade estrutural). Por outro lado, a resposta nos processos biológicos também pode e deve ser considerada, sendo a conectividade dependente da facilidade ou impedimento da movimentação dos organismos dentro da paisagem (conectividade funcional) (Simberloff *et al.*, 1992; Taylor *et al.*, 1993, Bélisle, 2005).

Dessa forma, uma boa conectividade possibilita a movimentação de organismos e aumentam as chances de sobrevivência de populações, possibilitando a recolonização de espécies localmente reduzidas e auxiliando na troca gênica em uma paisagem fragmentada (Kageyama *et al.*, 1998; Bennett, 2003; Arruda & Nogueira de Sá, 2004). Portanto, conhecer a dinâmica e promover a implantação e manutenção de medidas de conexão é de fundamental importância para a

conservação da biodiversidade em áreas fragmentadas (Brooker *et al.*, 1999; Damschen *et al.*, 2006).

O grupo dos mamíferos arborícolas é especialmente afetado pela fragmentação florestal, uma vez que essas espécies dependem diretamente da conexão entre as árvores para se mover no ambiente (Kays & Allison, 2001). As barreiras provocadas por infraestruturas lineares atuam como fatores limitantes para a movimentação dos animais de hábitos arborícolas, os tornando mais vulneráveis à perda florestal e inviabilizando suas populações (Agostini *et al.*, 2010; Lucas, 2019). Diversas espécies arborícolas atuam como dispersores de sementes e polinizadores, contribuindo no recrutamento de espécies vegetais e herbivoria (Kays & Allison, 2001; Agostini *et al.*, 2010). Sendo assim, o isolamento de suas populações pode gerar consequências irreversíveis à biodiversidade local (Kays & Allison, 2001; Paine & Beck 2007; Chapman *et al.*, 2013; Andresen *et al.*, 2018).

O presente estudo encontra-se vinculado ao projeto “*Avaliação do efeito de faixas de dutos na conectividade da paisagem para mastofauna e análise de eficácia de estruturas de travessia de fauna*” (2017/00606-7), que busca avaliar e mitigar o impacto de dutos de combustível sobre a paisagem da Mata Atlântica e espécies de animais que vivem nela. Este estudo também poderá contribuir para a conservação dos Primatas da Mata Atlântica e da Preguiça-de-coleira (PAN PPMA).

A paisagem da área de estudo encontra-se bastante fragmentada por infraestruturas lineares, como uma rodovia, estradas pavimentadas e de terra, dutos de combustível e ferrovias. Sendo assim, para este estudo utilizamos três espécies-alvo como modelo para analisar e selecionar da melhor forma como a modelagem de conectividade pode atender múltiplas-espécies, ou seja, melhores áreas para implantação de travessias de fauna como medidas de conectividade para áreas fragmentadas com foco em espécies arborícolas.

2 OBJETIVO GERAL

Este estudo busca, a partir do uso de modelagem da paisagem e movimentos diferentes de três espécies (mico-leão-dourado – *Leontopithecus rosalia*; ouriço cacheiro – *Coendou spinosus*; preguiça-de-coleira – *Bradypus torquatus*) como modelo identificar áreas prioritárias para a implantação de travessias de fauna sobre faixas de dutos de gás e óleo.

2.1 Objetivos específicos

Considerando o objetivo geral, este estudo busca mais especificamente:

- 1) Mensurar os custos de cada ambiente e distâncias percorridas para cada espécie a partir do questionário destinado a especialistas.
- 2) Gerar simulações para cada uma das três espécies estudada a partir de uma matriz de resistência individual construída com as respostas dos especialistas.
- 3) Contrastar as respostas das simulações entre as espécies para identificação de locais partilhados dentro do grupo de mamíferos arborícolas estudado.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado na região da Bacia do Rio São João no estado do Rio de Janeiro, em dois locais: (i) fragmentos florestais da APA da Bacia do Rio São João ($42^{\circ}20'7.429''\text{W}$, $22^{\circ}30'53.675''\text{S}$; Figura 1.A), área caracterizada por diversos usos da paisagem, incluindo uma forte influência de ação antrópica (principalmente pastagens); e, (ii) Reserva Biológica União ($42^{\circ}1'29.544''\text{W}$, $22^{\circ}24'45.475''\text{S}$; Figura 1.B), área florestada protegida com pouca interferência humana na paisagem.

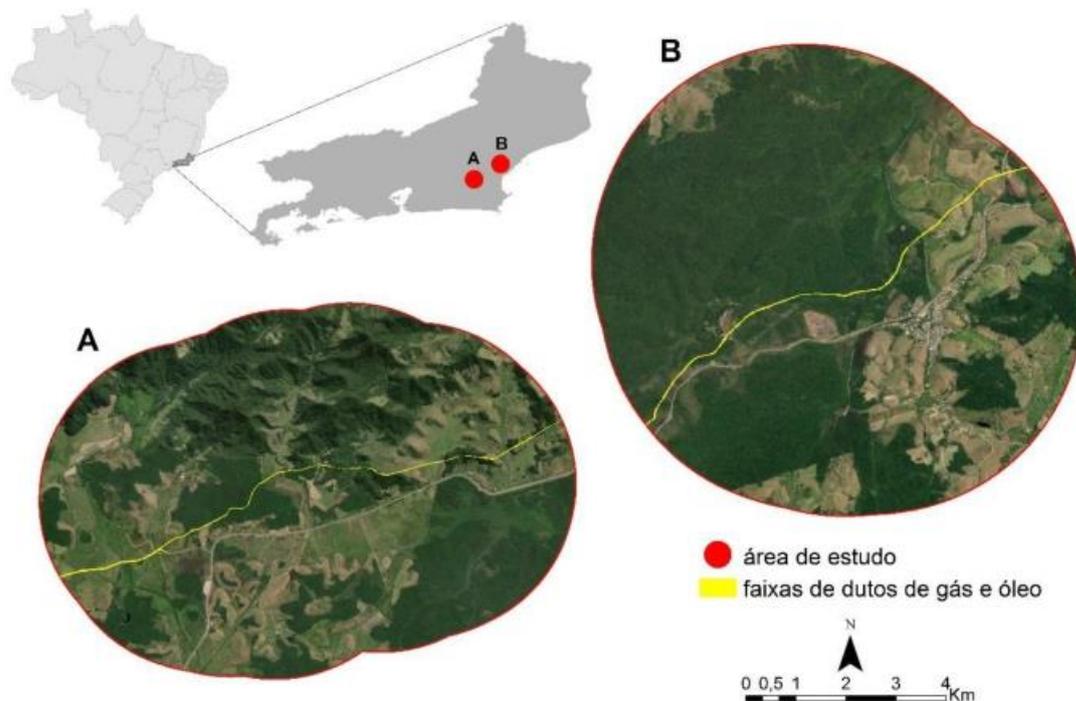


Figura 1: Limite das áreas de estudo localizada dentro da Bacia do Rio São João no estado do Rio de Janeiro: (A) fragmentos florestais próximos a Reserva Poço das Antas; e (B) Reserva Biológica União. As linhas vermelhas indicam o limite da área de estudo. Fonte: Autora, 2020.

As áreas de estudo possuem em comum faixas de dutos de combustível que fragmentam a região florestal (Figura 2). Além dos dutos, também se encontram por toda a região outros tipos de infraestruturas lineares, como cercas de arame farpado, linhas de transmissão de energia, rodovias e estradas sem pavimentação. Tanto a faixa de dutos da Petrobrás como a Rede Elétrica de Furnas (linhas de transmissão de energia), regularmente passam por uma manutenção, na qual, tem como finalidade o

impedimento do crescimento da vegetação e árvores ao longo de sua extensão, como mostra a Figura 2 (ICMBIO, 2008; Ruiz-Miranda *et al.*, 2018).

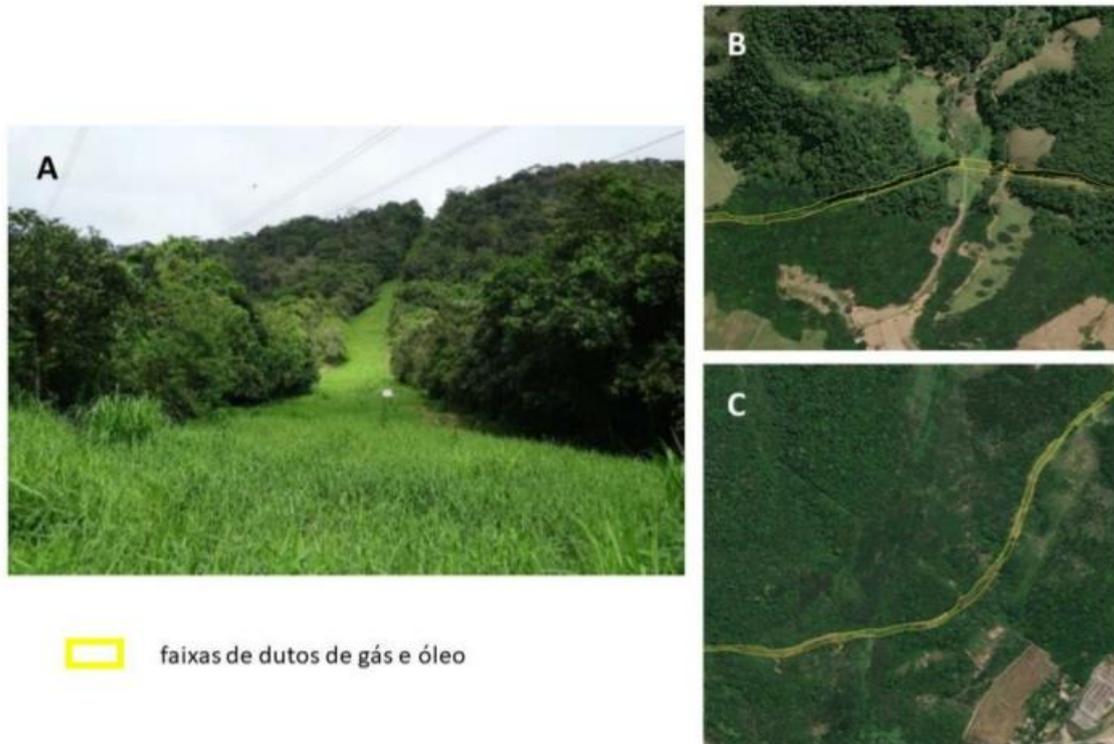


Figura 2: Trecho da passagem dos dutos dentro da área de estudo: (A) foto da faixa de dutos de gás e óleo na área de estudo dos fragmentos próximos a Reserva Poço das Antas (foto: Ruiz-Miranda, 2020); (B) trecho dentro da área da Reserva Poço das Antas; e (C) trecho dentro da Reserva Biológica União. Fonte: Autora, 2021.

3.2 Definição do perfil ecológico das espécies estudadas

O grupo de mamíferos arborícolas possui uma alta importância ecológica e várias espécies dentro desse grupo estão ameaçadas de extinção. Para esse estudo, escolhemos como espécies modelo três espécies de mamíferos arborícolas que tem diferentes tipos de locomoção e dependência em substratos arbóreos para se locomover (Figura 3):

- ***Bradypus torquatus* (preguiça-de-coleira)** é uma espécie de mamífero essencialmente arborícola endêmica de áreas da Mata Atlântica (Lara-Ruiz e Chiarello, 2005), tendo sua distribuição geográfica ao longo dos estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo, Bahia e Sergipe (Hirsch & Chiarello, 2012). Apesar de se mover principalmente pela copa das árvores, tem sido observada atravessando estradas, o uso dessas áreas não-florestais é provocada pela busca de recursos. Por possuir um metabolismo lento e uma dieta restrita a poucas espécies de plantas, a espécie se torna um alvo vulnerável a queimadas e derrubadas de

florestas (Chiarello, 1998; Chiarello *et al.*, 2004; Superina *et al.*, 2010; Cassano, 2011). Por ser uma espécie exclusivamente arborícola e folívora, sua distribuição é restrita o tornando uma espécie que se encontra-se na lista da IUCN classificada como vulnerável (IUCN, 2020).

- ***Coendou spinosus* (ouriço-cacheiro)** é um roedor arborícola, mas que eventualmente se move no chão, com ocorrência em parte da América do Sul. Na Mata Atlântica, a espécie ocorre no estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Minas Gerais, e é frequentemente vítima de atropelamentos (Voss, 2011; Magioli *et al.*, 2014). Possui hábitos generalistas prioritariamente noturnos e apresenta uma dieta a base de diferentes partes da planta, como caule, raiz, frutos, sementes e flores, sendo assim classificado como uma espécie de grande importância ecológica na regulação vegetal do ambiente (Voss, 2011, Pontes *et al.*, 2013; Oliveira *et al.*, 2015). Por possuírem uma alimentação ampla é considerado uma espécie com alto grau de adaptação em fragmentos florestais e encontra-se classificado como menor preocupação na lista da IUCN por possuir uma distribuição ampla (Faria *et al.*, 2010; Abreu *et al.*, 2016; IUCN, 2020).

- ***Leontopithecus rosalia* (mico-leão-dourado)** é uma espécie endêmica da Mata Atlântica e da baixada costeira do Rio de Janeiro. Tem sua distribuição original geográfica dada pelo território de Mata Atlântica Costeira do Rio de Janeiro e sul do estado do Espírito Santo, ocupando ambientes florestais (Coimbra-Filho & Mittermeier, 1973). Essa espécie possui grande importância ecológica e está ameaçada de extinção (IUCN, 2020). São arborícolas, habitando exclusivamente ambientes florestais também podem se mover no chão. Quando adultos pesam cerca de 500 a 700 gramas, alimentando-se principalmente de flores, frutos, insetos e pequenos vertebrados (Coimbra-Filho, 1973; Ruiz-Miranda *et al.*, 2006).

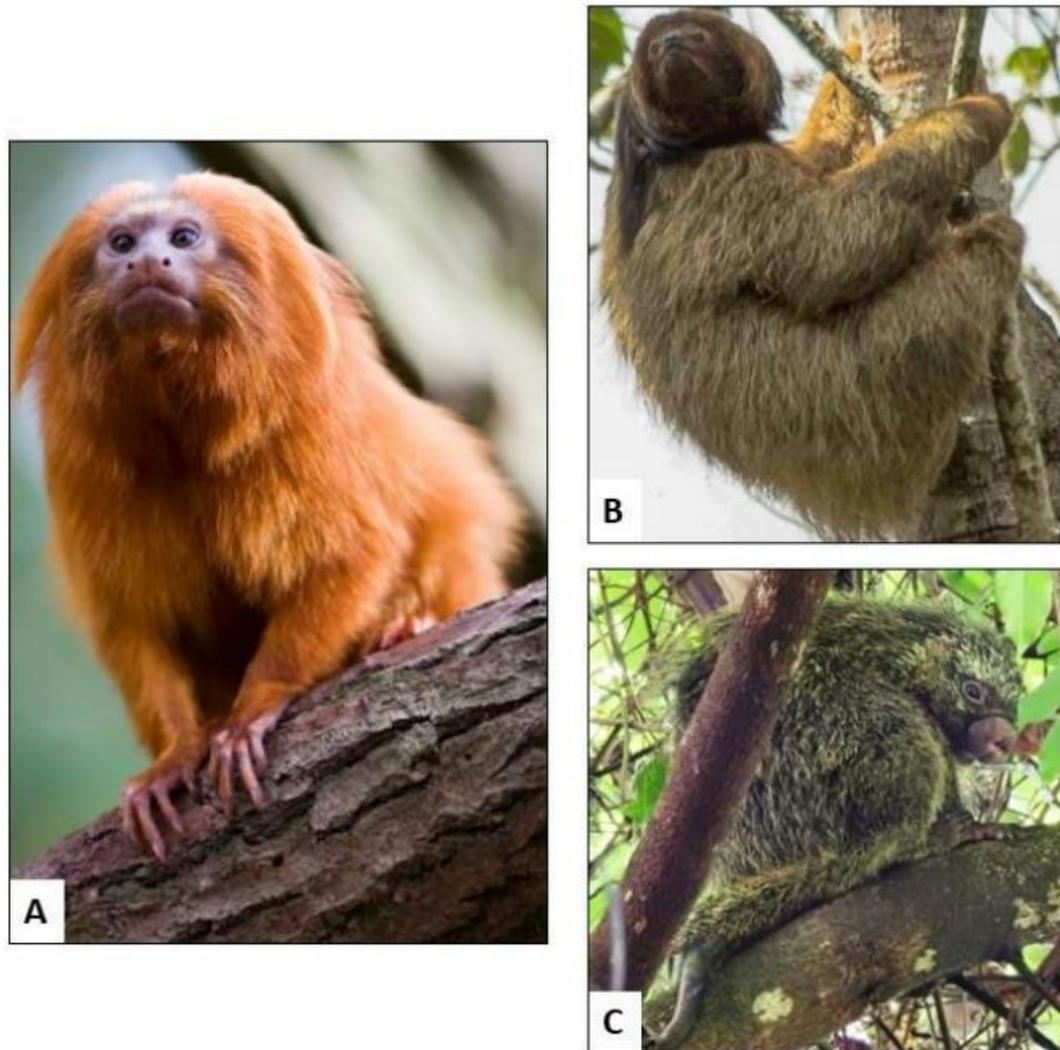


Figura 3: (A) *Leontopithecus rosalia* (mico-leão-dourado) por Jeroen Kransen; (B) *Coendou spinosus* (ouriço-cacheiro) por Luciene dos Santos; (C) *Bradypus torquatus* (preguiça-de-coleira) por Roberto de Oliveira Silva.

3.3 Mapeamento da área de estudo

Uma vez que as espécies-alvo se movimentam principalmente em uma escala local (Ruiz-Miranda *et al.*, 2018; Lucas *et al.*, 2019), foi necessário um mapeamento detalhado de uso e ocupação do solo. Para isso realizamos o refinamento do mapeamento disponibilizado pelo portal Map Biomas (<https://mapbiomas.org/>), que se encontra em uma escala de 1:50.000 com resolução de 30 metros (Mapbiomas, 2019). O refinamento foi realizado em uma escala fina de 1:3.500, considerada adequada para o tipo de imagens com resolução de 30 cm do radar Maxar disponíveis na ferramenta basemap do software ArcGis (Esri, 2020).

O método utilizado para a delimitação do mapeamento foi a classificação supervisionada, no qual é realizada observação da imagem e delimitação manual de

cada feição presente na paisagem de estudo. No refinamento foram incluídas as seguintes classes de interesse: agricultura (qualquer plantação de vegetais), corpos d'água (lagos e rios), área úmida (solo úmido com vegetação rasteira), clareira (aberturas dentro de áreas florestais), edificações (qualquer tipo de construção, vilarejos, cidades ou aglomerado antrópico), estrada de terra (baixo fluxo de veículos), estrada pavimentada (estradas com pavimento de mão simples, dupla ou mesmo rodovias, estradas com fluxo intenso), gasodutos (faixa de abertura de passagem do duto), pastagem, pasto sujo (área de pastagem com algumas árvores esparsas), silvicultura (plantação de eucalipto ou pinus), solo exposto (solo arado, solo sem qualquer tipo de vegetação), *stepping stones* (trampolins ecológicos, árvores isoladas ou pequenos fragmentos de vegetação ao longo da paisagem) e floresta (grande área/massa de vegetação).

A escala mais refinada de 1:3.500 nos permitiu detalhar com precisão os dutos de combustível da área de estudo, identificando assim a variação em sua largura e possibilitando um melhor nível de compreensão da visão dos indivíduos para travessia.

3.4 Levantamento de dados por especialistas

Com o objetivo de compreender como os animais entendem os diferentes usos da paisagem foram realizadas entrevistas através do uso de questionários com uma equipe de pesquisadores e técnicos de campo (profissionais especializados em técnicas e vivência de campo) especialistas em ouriços e preguiças.

O questionário abordou o potencial de deslocamento dos indivíduos pela paisagem, considerando quantos metros a espécie se move em determinada classe da paisagem e o custo desse movimento, ou seja, o quanto de resistência essa área oferece à espécie. O custo variou de 0 a 100, com valores menores representando menor resistência (facilidade de movimentação) e valores maiores representando maior resistência (dificuldade de movimentação).

Os especialistas foram convidados a responderem um formulário em formato de tabela (Tabela 1) baseado em seus conhecimentos sobre como a espécie se move em atividades diárias, como locomoção para alimentação e defesa do território. Além da tabela, cada especialista também recebeu e um arquivo complementar explicando o que significava cada classe da paisagem (Material Suplementar I).

Tabela 1: Formulário enviado a especialistas nas espécies-alvo. A coluna “classe da paisagem” descreve diferentes classes de uso da paisagem presentes na área. A coluna “distância” deveria ser preenchida com a distância máxima (em metros) até onde a espécie-alvo poderia se mover por cada classe de uso da paisagem. A coluna “custo” deveria ser preenchida com valores entre 0 e 100 relacionados à resistência da paisagem, sendo os valores mais baixos relacionados a áreas com facilidade de movimentação e valores mais altos relacionados a áreas com dificuldade de movimentação.

Classe da paisagem	Distância (metros)	Custo (0 a 100)
agricultura		
área urbana		
cerca viva/corredor		
estrada de terra		
estrada pavimentada		
floresta		
passagem copa a copa		
passagem subterrânea		
passagem tipo viaduto vegetado		
pasto		
solo exposto		
silvicultura		

A seleção dos especialistas nas espécies-alvo foi realizada a partir de um levantamento utilizando artigos, trabalhos técnicos e indicações de colegas cientistas. Todos os técnicos de campo são do grupo de colaboradores da Associação do Mico-Leão-Dourado (AMLD) ou do projeto “*Avaliação do efeito de faixas de dutos na conectividade da paisagem para a mastofauna e análise da eficácia de estruturas de travessia de fauna*”, tendo assim conhecimento prático sobre as espécies-alvo.

A estrutura do questionário foi elaborada a partir de um documento online via Google Drive, o qual foi enviado para o e-mail de cada pesquisador. Para os técnicos

de campo, o questionário foi aplicado de forma presencial realizado em visitas a AMLD para elucidar quaisquer dúvidas. Foram enviados 18 questionários a especialistas em bichos-preguiça e 16 a especialistas em ouriço-cacheiro. Para a espécie mico-leão-dourado foram utilizadas as respostas obtidas com o mesmo método por Niebuhr (2018).

3.5 Matriz de resistência

Com o mapeamento refinado juntamente das respostas do questionário foi gerada a matriz de resistência para cada grupo de indivíduos. Os pesos para cada classe da matriz foram definidos considerando a média das respostas de especialistas em relação ao ponto de vista do animal. Os valores atribuídos variam de 0 a 100, o qual 0 representou a menor resistência e 100 a maior resistência. O valor 200 foi usado para representar a classe água, uma vez que essa é uma classe menos usada pela preguiça-de-coleira e considerado uma barreira de alta intensidade para o ouriço-cacheiro e mico-leão-dourado a qualquer tipo de movimento.

O software Arcgis foi utilizado para transformar o mapeamento refinado em um arquivo do tipo *raster*, que possui extensão de imagem, formada por linhas e colunas com valores determinados para cada pixel referente a cada classe de uso do solo. O arquivo raster reflete a matriz de resistência da paisagem em relação a cada espécie estudada.

3.6 Seleção dos pontos de conexão

Para gerar as simulações dos corredores foi necessário identificar os locais com maior probabilidade de conexão, nos quais são identificados como o ponto inicial e final para cada trajeto (conjunto de simulações). Para a escolha desses pontos, utilizamos as mesmas áreas de estudo do projeto “Avaliação do efeito de faixas de dutos na conectividade da paisagem para a mastofauna e análise da eficácia de estruturas de travessia de fauna”, em que este estudo está vinculado. Uma das frentes deste projeto é entender o uso do espaço e movimentação dos animais utilizando colares GPS, sendo que indivíduos das três espécies-alvo foram ou estão sendo acompanhadas na área.

Baseado nas localizações coletadas pelos indivíduos, selecionamos arbitrariamente 22 pares de pontos para conexão (13 pares na área A e 9 pares na área B, Figura 4). A escolha dos pontos visou conectar os extremos dos fragmentos florestais na área de estudo, mas respeitou o limite de 800 metros de distância do duto

de combustível, que é a distância máxima registrada pelos indivíduos sendo acompanhados no projeto (Ruiz-Miranda *et al.*, 2020). Com a localidade dos pontos (conjunto de conexões) selecionados, foi realizado o mesmo processo de transformação do arquivo shapefile para uma imagem raster, identificando assim o valor de cada ponto para cada pixel.

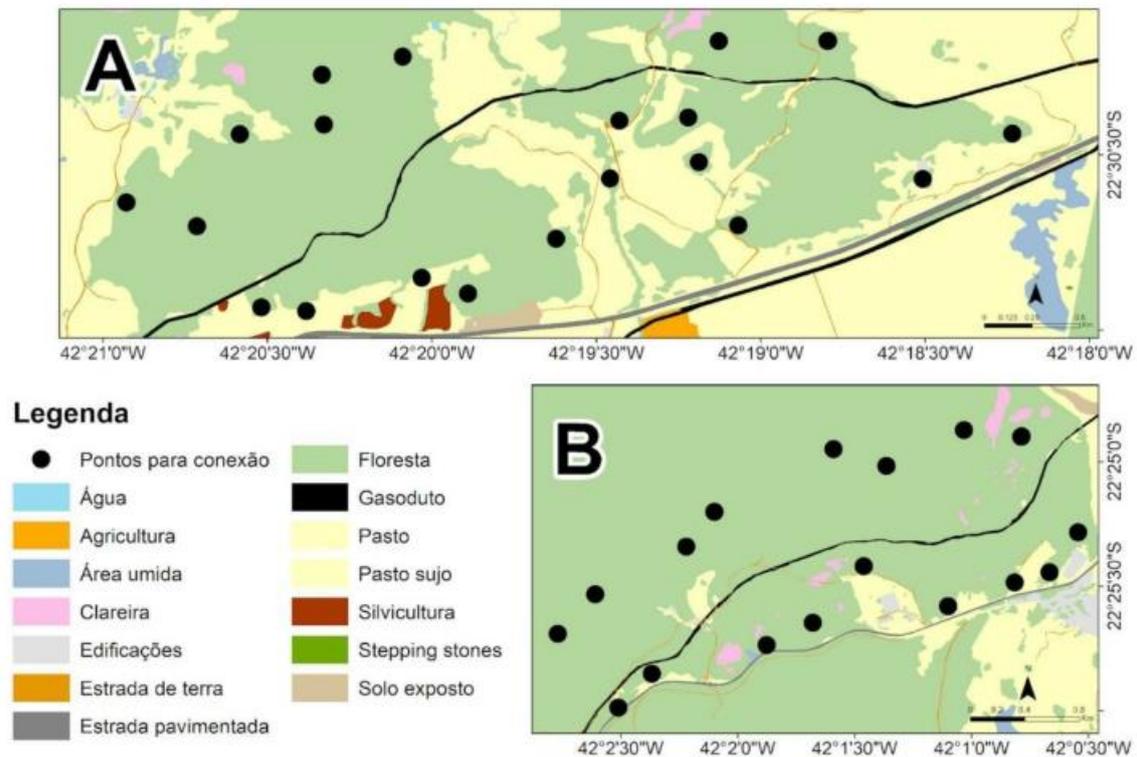


Figura 4: Pares de pontos para conexão (A) em fragmentos próximo a Reserva Poço das Antas; e na Reserva União (B), Rio de Janeiro. Os pontos indicam os locais para conexão separados por dutos de combustível, representado pela linha preta. Fonte: Autora, 2020.

3.7 Modelagem dos corredores

O método de identificação e modelagem das melhores áreas para implantação de travessia de fauna foi realizado após análise qualitativa do mapeamento refinado, junto com a identificação e classificação dos elementos da paisagem. Para isso, utilizamos a média dos valores de custo e resistência da matriz atribuídos de acordo com as respostas dos especialistas e a seleção de pontos para conexão.

Para a simulação dos corredores utilizamos a ferramenta *LandScape Corridors - LSCorridors* (Ribeiro, 2017), uma extensão do software GRASS GIS - *Geographic Resources Analysis Support System* (Neteler *et al.*, 2012). Essa ferramenta se baseia em um dos métodos mais utilizados para planejamento de medidas de conectividade,

o “*Least cost path*” (LCP model), que simula caminhos de menor custo (com maior facilidade de movimentação e dispersão) entre duas áreas a partir de uma matriz de resistência (LaPoint *et al.*, 2015).

A matriz de resistência representa o grau de dificuldade das espécies para se deslocarem pela paisagem. Dessa maneira, os caminhos de menor custo não são necessariamente os mais curtos, mas os com a rota menos custosa (ou mais fácil) para os indivíduos, exigindo assim menos esforço ou risco.

O *LSCorridors* tem como função simular múltiplos caminhos com base na conexão dos pontos selecionados juntamente da matriz de resistência, levando em consideração as atividades de movimentação dos indivíduos uma vez que possam iniciar e terminar sua trajetória de diversas maneiras. As simulações foram modeladas utilizando os 2 tipos de caminhos com parâmetros diferentes que o programa gera, sendo eles: o parâmetro que considera somente os dados da paisagem (MP - Measures by Pixel), e parâmetro que considera a percepção do animal sobre a paisagem em diferentes níveis de sensibilidade: mínima (MLmin), média, (MLavg) e alta (MLmax). A figura 5, mostra de uma forma resumida os processos para a realização dessas análises.

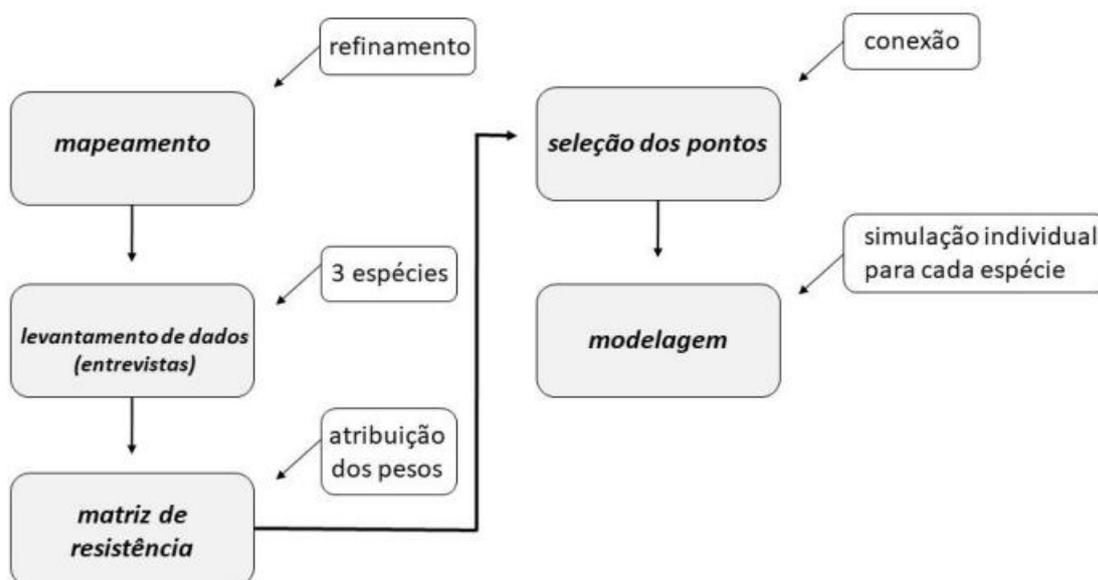


Figura 5: Resumo dos processos para as análises de modelagem para poder avaliar os melhores locais para instalação de travessias de fauna.

4 RESULTADOS

4.1 Mapeamento da área de estudo

Partindo do refinamento do mapeamento do Map Biomas, as classes foram definidas a partir das características biológicas e geográficas da área, como mostra a Figura 6.

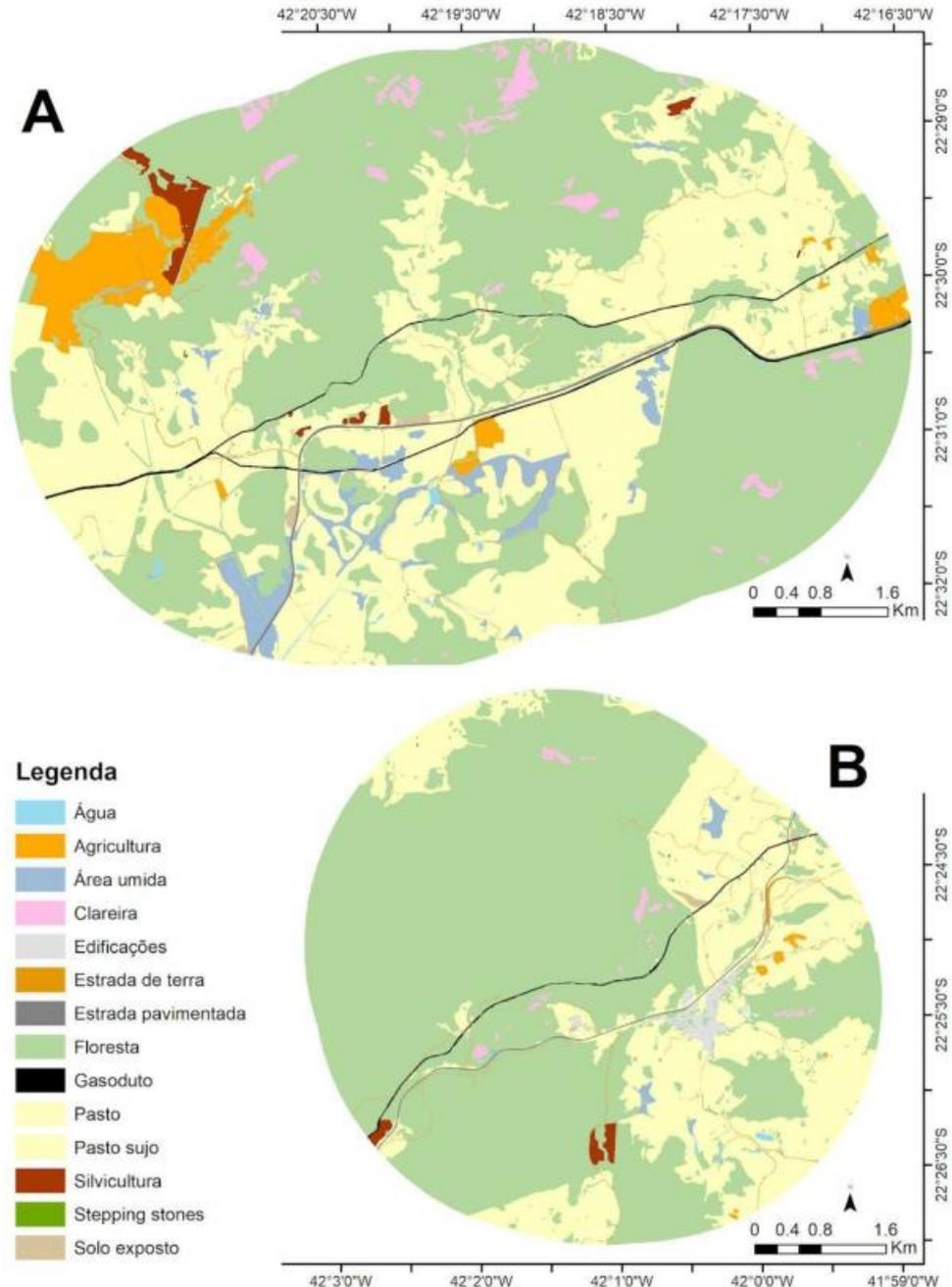


Figura 6: Mapeamento de uso do solo que compõem a paisagem da região de estudo na Bacia do Rio São João - RJ, área de estudo A (fragmentos da APA do Rio São João) e B (Reserva União).

A área é bastante heterogênea, porém as classes predominantes do uso do solo são floresta e pasto (Figura 7).

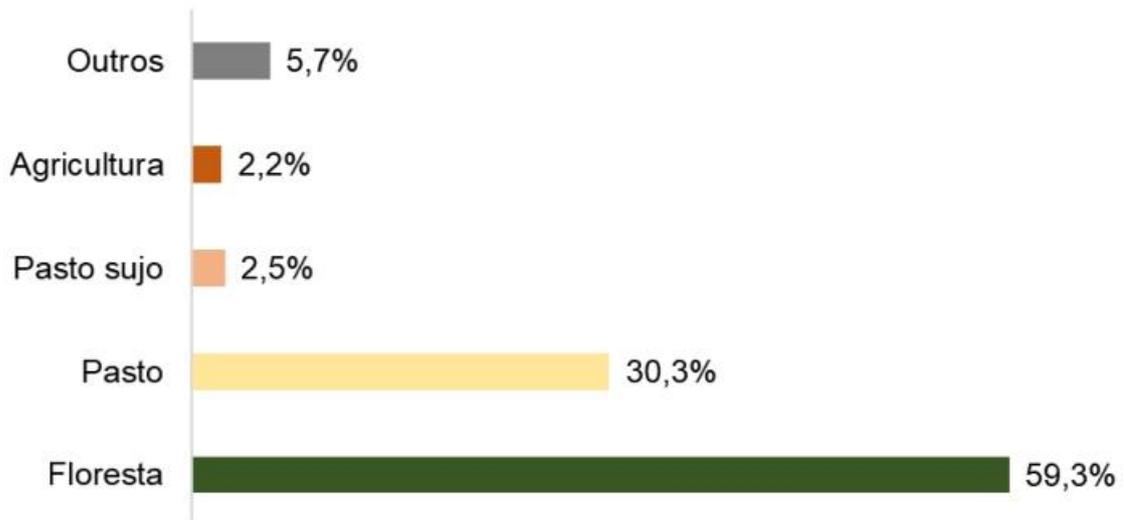


Figura 7: Principais classes de uso do solo encontradas na área de estudo. Fonte: Autora.

4.2 Levantamento de dados por especialistas

Foram obtidas 50% de respostas dos questionários enviados a especialistas em bichos preguiça (9/18), sendo 3 de técnicos e 6 de pesquisadores. Para ouriço-cacheiro, o retorno foi de 43,75% (7/16), sendo 3 de técnicos e 4 de pesquisadores. Para o grupo de mico-leão-dourado foram utilizados os mesmos dados de Niebuhr (2018), com 12 respostas, sendo 4 de técnicos e 8 de pesquisadores.

Utilizando as respostas dos especialistas e o refinamento do mapeamento, foram obtidos os valores de resistência da matriz para cada espécie-alvo (Figura 8). As três espécies respondem de maneiras parecidas a movimentação na paisagem ($p=0,09$) quanto às classes de uso do solo, evidenciando as semelhanças entre mamíferos arborícolas. Considerando todas as espécies estudadas em conjunto, os valores de resistências as diferentes classes de uso do solo foram significativamente diferentes ($p=0,003$).

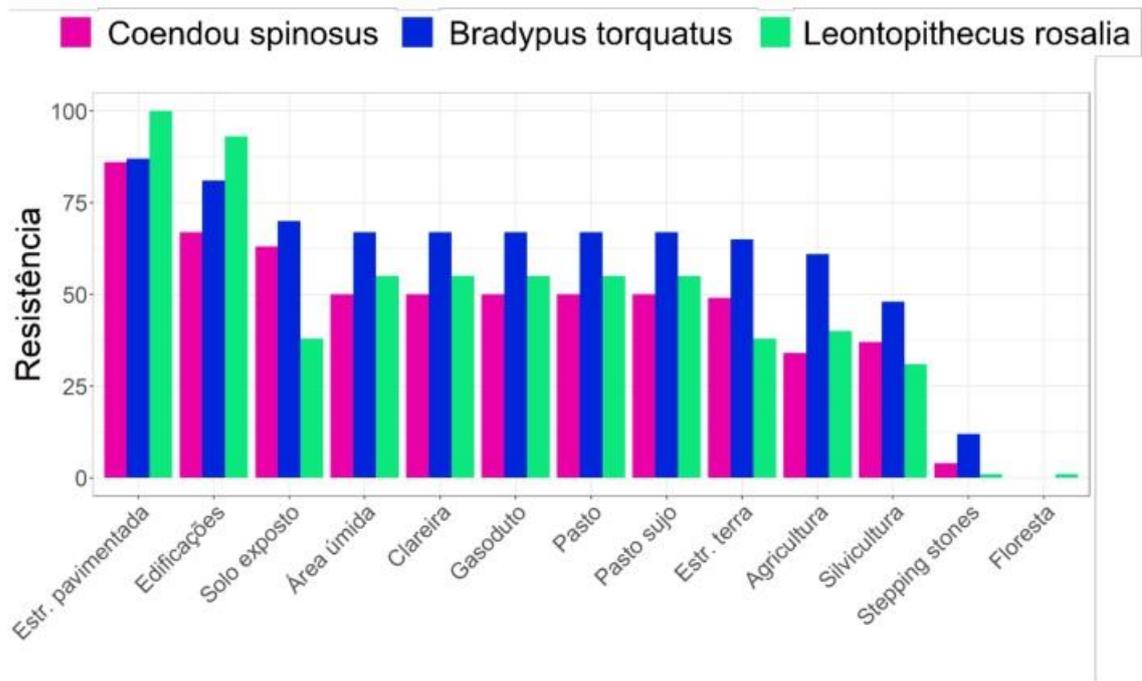


Figura 8: Valores de matriz de resistência para cada classe de cobertura do uso do solo, considerando as respostas de especialistas para as espécies ouriço-cacheiro (*Coendou spinosus*, em rosa), preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*, em azul) e mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*, em verde). Os valores atribuídos variam de 0 a 100, o qual 0 representa a menor resistência e 100 a maior resistência. O Valor referente a classe água não foi representado para melhor visualização dos resultados, mas foi padronizado como 200 para as três espécies estudadas.

4.3 Modelagem dos corredores

A modelagem dos corredores gerou 60 caminhos por conexão e 1320 simulações. Após análises visuais, as simulações com o parâmetro MP, MLmin e MLveg foram descartadas arbitrariamente, por serem mais adequadas para espécies mais generalistas ou menos sensíveis. Devido ao comportamento arborícola e alta sensibilidade das espécies-alvo foram utilizadas apenas as simulações com o parâmetro MLmax, que considera a paisagem e a percepção das espécies a cada classe de uso.

As simulações foram feitas separadamente para cada espécie estudada e posteriormente sobrepostas. A Figura 9 mostra esse conjunto de simulações e sua sobreposição, notando assim grande semelhança nos trajetos para as três espécies estudadas apesar de suas diferenças ecológicas.

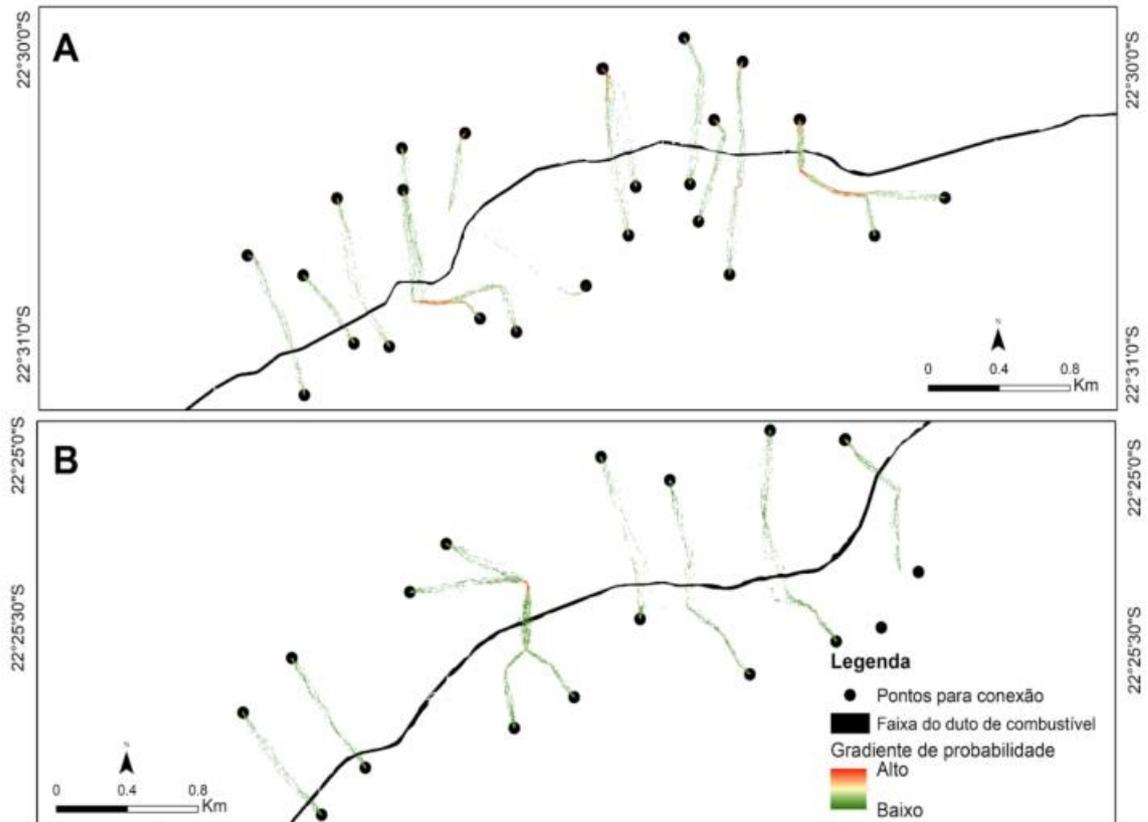


Figura 9: Conjunto de simulações para as três espécies. Pontos em preto representam as áreas de conexão e a linha preta a faixa de duto de combustível. As linhas coloridas indicam o gradiente de probabilidade de movimentação das espécies, variando da cor verde para a menor probabilidade e vermelho para a maior probabilidade da intersecção dos caminhos.

A Figura 10 destaca apenas uma das conexões, indicando os melhores caminhos para cada espécie, assim como os caminhos combinados, culminando nos melhores locais para instalação de travessias de fauna.

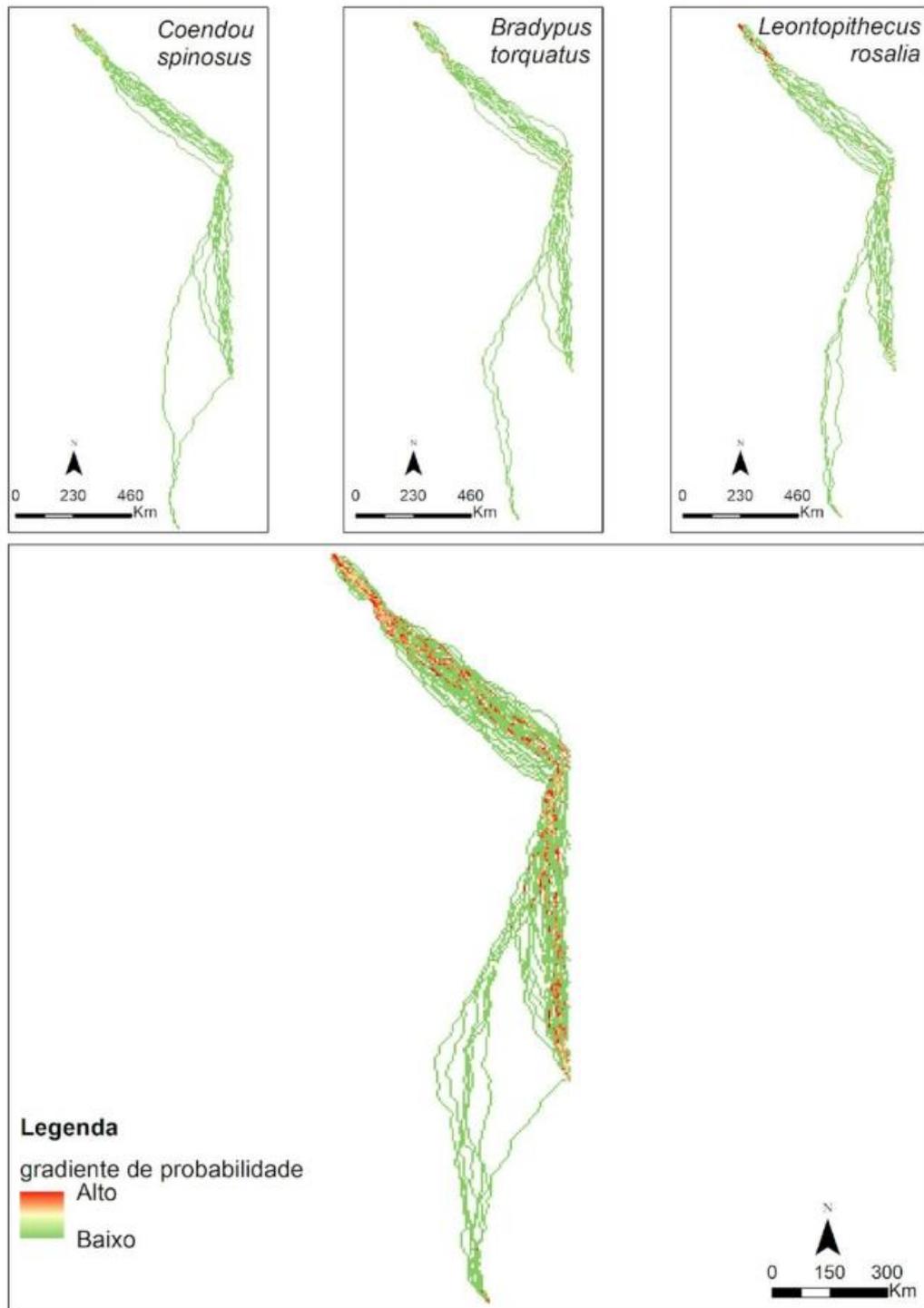


Figura 10: Visão detalhada de um conjunto de simulação de conexões para as três espécies estudadas na área de estudo B. As linhas coloridas indicam o gradiente de probabilidade dos caminhos mais adequados para os três grupos. As cores vermelho e verde representam respectivamente a maior e menor probabilidade de movimentação nessa área.

Foram geradas conexões planejadas para as três espécies-alvo em todas as 22 conexões nas duas áreas de estudo. Esses caminhos são representados pela

forma de gradiente de cor, sendo que as áreas em vermelho marcam o maior nível de sobreposições de simulações, ou seja, os caminhos de maior relevância e adequados para instalação das estruturas de passagem de fauna (Figuras de MS1 a MS5, Material Suplementar).

5 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos neste estudo puderam identificar áreas com grande potencial para instalação de estruturas de conexão em uma paisagem fragmentada. Esse tipo de estudo é fundamental para um maior planejamento de ações de conservação de espécies e áreas. Foi possível observar que apesar da área de estudo possuir diversos fragmentos florestais, existe uma grande influência das matrizes pastagem e áreas agrícolas. Essa alteração da paisagem é especialmente importante considerando o grupo dos mamíferos arborícolas, pois estes naturalmente evitam áreas não florestais pela sua dependência da cobertura de árvores para o deslocamento (Cáceres, 2011; Estrada *et al.*, 2017; Moraes *et al.*, 2018). A presença desse grupo em áreas fragmentadas está associada à redução do seu tamanho da área de vida (Lucas *et al.*, 2019).

A integração da opinião de especialistas e técnicos de campo foi um processo importante para o sucesso na identificação e priorização de locais para a implantação de passagens de faunas, assim como indicado por alguns estudos (Noss & Daly, 2006; Zeller, McGarigal & Whiteley, 2012). Apesar das diferenças entre as espécies, um número considerável de trajetos apontou uma similaridade para a conectividade das espécies alvo na área de estudo, o que corrobora trabalhos que identificaram que a conectividade multi-espécie pode auxiliar simultaneamente outras espécies presentes na região (Brodie *et al.*, 2014, Liu *et al.*, 2018).

As diferentes simulações mostraram que os tipos de ambiente interferem diretamente no traçado das simulações dos trajetos. Os resultados também indicaram que infraestrutura lineares são realmente vistas pelos especialistas como uma barreira para a movimentação da vida selvagem, como indicado em alguns outros estudos (Kasper *et al.*, 2007; Neto *et al.*, 2006). Whitworth e colaboradores (2019), apontam que mamíferos arborícolas apresentam maior sensibilidade a alteração e perturbação florestal do que mamíferos terrestres. Apesar da largura de dutos de combustível não serem tão representativas quando comparadas a outros tipos de impacto antrópico, esse tipo de infraestrutura também pode atuar como uma forma de resistência à movimentação das espécies alvo (Lucas *et al.*, 2019; Ruiz *et al.*, 2020).

Considerando o impacto da fragmentação e particularmente de infraestruturas lineares em relação a processos ecológicos relacionados a mamíferos arborícolas, é fundamental a implementação de estruturas de conexão nessas áreas. Os resultados obtidos neste estudo poderão ser implementados como ferramentas em ações de

conservação de espécies e áreas, promovendo a movimentação de animais selvagens e os processos ecológicos relacionados a eles.

6 CONCLUSÃO

Através das análises realizadas neste estudo foram identificadas áreas prioritárias ao longo da faixa de duto de combustível na paisagem que possuem matrizes mais permeáveis com base nas resistências para o grupo das espécies alvo. Ressaltamos a importância de unir o conhecimento de especialistas com a tecnologia para obtenção de dados que possam auxiliar em respostas para o campo da pesquisa. De forma geral, identificamos a convergência nos trajetos para as três espécies de modo que, o mesmo local modelado possa atender da mesma forma as três espécies.

Esperamos que esse estudo possa auxiliar tomadores de decisão para uma maior eficiência na aplicação de esforços que visem a implementação da conectividade nas paisagens contribuindo assim com a conservação e manutenção da biodiversidade.

7 REFERÊNCIAS

- Agostini, Ilaria & Holzmann, Ingrid & Di Bitetti, Mario. (2010). Ranging Patterns of Two Syntopic Howler Monkey Species (*Alouatta guariba* and *A. caraya*) in Northeastern Argentina. *International Journal of Primatology*. 31. 363-381. 10.1007/s10764-010-9390-x.
- Aguirre, A. A. (2009). Wild canids as sentinels of ecological health: a conservation medicine perspective. *Parasites & Vectors*, 2(Suppl 1), S7. doi:10.1186/1756-3305-2-s1-s7.
- D, H., & Andren, H. (1994). Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos*, 71(3), 355. doi:10.2307/3545823.
- Andresen, E., Arroyo-Rodríguez, V., & Ramos-Robles, M. (2018). Primate Seed Dispersal: Old and New Challenges. *International Journal of Primatology*. doi:10.1007/s10764-018-0024-z.
- Arruda, M. B.; Nogueira de Sá, L. F. S. (2004) *Corredores Ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil*. Brasília. Ibama.
- Ascensão, F., Kindel, A., Teixeira, F. Z., Barrientos, R., D'Amico, M., Borda-de-Água, L., & Pereira, H. M. (2019). Beware that the lack of wildlife mortality records can mask a serious impact of linear infrastructures. *Global Ecology and Conservation*, e00661. doi:10.1016/j.gecco.2019.e00661.
- Barrientos, R., & Borda-de-Água, L. (2017). Railways as Barriers for Wildlife: Current Knowledge. *Railway Ecology*, 43–64. doi:10.1007/978-3-319-57496-7_4.
- Bélisle, M., (2005). Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology* 86, 1988–1995.
- Bennett, A. F. (2003). *Linkage in the landscape: The role of corridors and Connectivity in the Wildlife Conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, United Kingdom.
- Brodie, J. F., Giordano, A. J., Dickson, B., Hebblewhite, M., Bernard, H., Mohd-Azlan, J., Ambu, L. (2014). Evaluating multispecies landscape connectivity in a threatened

tropical mammal community. *Conservation Biology*, 29(1), 122–132. doi:10.1111/cobi.12337

Brooker, L.; Brooker, M.; Cale, P. (1999). Animal dispersal in fragmented habitat: measuring habitat connectivity, corridor use, and dispersal mortality. *Conservation Ecology*, Cambridge. n. 1, p. 4.

Brudvig, L. A., Damschen, E. I., Haddad, N. M., Levey, D. J., & Tewksbury, J. J. (2015). The influence of habitat fragmentation on multiple plant–animal interactions and plant reproduction. *Ecology*, 96(10), 2669–2678. doi:10.1890/14-2275.1.

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 (Curitiba)*, 27(5), 709–717. doi:10.1590/s1984-46702010000500007.

Cassano, C. R., Kierulff, M. C. M., & Chiarello, A. G. (2011). The cacao agroforests of the Brazilian Atlantic forest as habitat for the endangered maned sloth *Bradypus torquatus*. *Mammalian Biology - Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 76(3), 243–250. doi:10.1016/j.mambio.2010.06.008.

Chapman, C. A., Bonnell, T. R., Gogarten, J. F., Lambert, J. E., Omeja, P. A., Twinomugisha, D., Rothman, J. M. (2012). Are Primates Ecosystem Engineers? *International Journal of Primatology*, 34(1), 1–14. doi:10.1007/s10764-012-9645-9.

Chiarello, A. G. (1998). Activity budgets and ranging patterns of the Atlantic forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). *Journal of Zoology*, 246(1), 1–10. doi:10.1111/j.1469-7998.1998.tb00126.x.

Chiarello, A. G., Chivers, D. J., Bassi, C., Maciel, M. A. F., Moreira, L. S., & Bazzalo, M. (2004). A translocation experiment for the conservation of maned sloths, *Bradypus torquatus* (Xenarthra, Bradypodidae). *Biological Conservation*, 118(4), 421–430. doi:10.1016/j.biocon.2003.09.019.

Coimbra-Filho, A. F., & Mittermeier, R. A. (1973). Distribution and ecology of the genus *Leontopithecus* lesson, 1840 in Brazil. *Primates*, 14(1), 47–66. doi:10.1007/bf01730515.

Crooks, K. R. (2002). Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. *Conservation Biology*, 16(2), 488–502. doi:10.1046/j.1523-1739.2002.00386.x.

da Silva, J.M.C., Casteleti C.H.M. (2003). Status of biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: Galindo-Leal, C., Câmara, I.G. (eds) *The Atlantic Forest of South América: biodiversity status, threat, and outlook*. Island Press, Washigton.

Damschen, E. I.; Haddad, N. M.; Orrock, J. L.; Tewksbury, J. J.; Levey, D. J. (2006). Corridors Increase Plant Species Richness at Large Scales. *Science*, 313(5791), 1284–1286. doi:10.1126/science.1130098.

De Abreu, T. C. K., Rosa, C. A. da, Aximoff, I., & Passamani, M. (2017). New record of feeding behavior by the porcupine *Coendou spinosus* (F. Cuvier, 1823) in high-altitude grassland of the Brazilian Atlantic Forest. *Mammalia*, 81(5).

Esri. (2020). *ArcGIS Desktop: Release 10.3.1* Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

Estrada, A., Garber, P. A., Rylands, A. B., Roos, C., Fernandez-Duque, E., Di Fiore, A., Li, B. (2017). Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Science Advances*, 3(1), e1600946. doi:10.1126/sciadv.1600946.

Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515. doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.13241.

Fahrig, L., & Paloheimo, J. (1988). Effect of Spatial Arrangement of Habitat Patches on Local Population Size. *Ecology*, 69(2), 468–475. doi:10.2307/1940445.

Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 265–280. doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no domínio da Mata Atlântica no período 1990-1995. São Paulo: 2002.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; Instituto Nacional De Pesquisas Espaciais. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2015-2016. Relatório Técnico. São Paulo, 2019. Disponível em: Acesso em: 05 de dezembro de 2019.

Geist, H. J., & Lambin, E. F. (2002). Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience*, 52(2), 143. doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0143:pcaudf]2.0.co;2.

Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., ... Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), e1500052–e1500052. doi:10.1126/sciadv.1500052.

Hilty, J. A.; Lidicker, W. Z.; Merenlender, A. M. (2006). Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation. Island Press, 325p.

Hirsch, A., & Chiarello, A. G. (2011). The endangered maned sloth *Bradypus torquatus* of the Brazilian Atlantic forest: a review and update of geographical distribution and habitat preferences. *Mammal Review*, 42(1), 35–54. doi:10.1111/j.1365-2907.2011.00188.x.

ICMBIO (2008). Plano de manejo da Reserva Biológica União, Encarte 3. Ministério do Meio Ambiente.

IUCN. (2020). A Lista Vermelha da IUCN de Espécies Ameaçadas. Versão 2020-1 . <https://www.iucnredlist.org>. Transferido em 19 de março de 2020.

Jakes, A. F., Jones, P. F., Paige, L. C., Seidler, R. G., & Huijser, M. P. (2018). A fence runs through it: A call for greater attention to the influence of fences on wildlife and ecosystems. *Biological Conservation*, 227, 310–318. doi:10.1016/j.biocon.2018.09.026.

Jeltsch, F., Bonte, D., Pe'er, G., Reineking, B., Leimgruber, P., Balkenhol, N., Bauer, S. (2013). Integrating movement ecology with biodiversity research - exploring new avenues to address spatiotemporal biodiversity dynamics. *Movement Ecology*, 1(1), 6. doi:10.1186/2051-3933-1-6.

Joly, C. A., Metzger, J. P., & Tabarelli, M. (2014). Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, 204(3), 459–473. doi:10.1111/nph.12989.

Kageyama, P.Y.; Gandara, F.B.; Souza, L.M.I. (1998). Conseqüências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. *Série tecnica IPEF v. 12, n. 32*, p. 65-70.

Kasper, C.B., Feldens, M.J., Mazin, F.D., Schneider, A., Cademartori, C.V. & Grillo, H.C.Z. 2007. Mamíferos do Vale do Taquari, Região Central do Rio Grande do Sul. *Biociências*. 15(1):53-62.

Kays, R., & Allison, A. (2001). Arboreal tropical forest vertebrates: current knowledge and research trends. *Forestry Sciences*, 109–120. doi:10.1007/978-94-017-3606-0_9.

Kays, R., Crofoot, M. C., Jetz, W., & Wikelski, M. (2015). Terrestrial animal tracking as an eye on life and planet. *Science*, 348(6240), aaa2478–aaa2478. doi:10.1126/science.aaa2478.

Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Ricketts, T. H. (2007). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, 10(4), 299–314. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01018.x.

LaPoint, S., Balkenhol, N., Hale, J., Sadler, J., & van der Ree, R. (2015). Ecological connectivity research in urban areas. *Functional Ecology*, 29(7), 868–878. doi:10.1111/1365-2435.12489.

Lara-Ruiz, P., & Chiarello, A. G. (2005). Life-history traits and sexual dimorphism of the Atlantic forest maned sloth *Bradypus torquatus* (Xenarthra: Bradypodidae). *Journal of Zoology*, 267(01), 63. doi:10.1017/s0952836905007259.

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. doi:10.1016/j.tree.2009.06.009.

Lindenmayer, D. B., Cunningham, R. B., Donnelly, C. F., & Lesslie, R. (2002). On the use of landscape surrogates as ecological indicators in fragmented forests. *Forest Ecology and Management*, 159(3), 203–216. doi:10.1016/s0378-1127(01)00433-9.

Liu, C., Newell, G., White, M., & Bennett, A. F. (2018). Identifying wildlife corridors for the restoration of regional habitat connectivity: A multispecies approach and comparison of resistance surfaces. *PLOS ONE*, 13(11), e0206071. doi:10.1371/journal.pone.0206071

Lucas, P. da S., Alves-Eigenheer, M., Francisco, T. M., Dietz, J. M., & Ruiz-Miranda, C. R. (2019). Spatial Response to Linear Infrastructures by the Endangered Golden Lion Tamarin. *Diversity*, 11(7), 100. doi:10.3390/d11070100.

MacDonald, Z. G., Anderson, I. D., Acorn, J. H., & Nielsen, S. E. (2018). Decoupling habitat fragmentation from habitat loss: butterfly species mobility obscures fragmentation effects in a naturally fragmented landscape of lake islands. *Oecologia*, 186(1), 11–27. doi:10.1007/s00442-017-4005-2.

Magioli, M., Moreira, M. Z., Ferraz, K. M. B., Miotto, R. A., de Camargo, P. B., Rodrigues, M. G., Setz, E. F. (2014). Stable Isotope Evidence of *Puma concolor* (Felidae) Feeding Patterns in Agricultural Landscapes in Southeastern Brazil. *Biotropica*, 46(4), 451–460. doi:10.1111/btp.12115.

MapBiomias. (2019). Coleção 3.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 3 dez. 2019.

Martensen, A. C., Ribeiro, M. C., Banks-Leite, C., Prado, P. I., & Metzger, J. P. (2012). Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. *Conservation Biology*, 26(6), 1100–1111. doi:10.1111/j.1523-1739.2012.01940.x.

Mitchell, M. G. E., Suarez-Castro, A. F., Martinez-Harms, M., Maron, M., McAlpine, C., Gaston, K. J., Rhodes, J. R. (2015). Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(4), 190–198. doi:10.1016/j.tree.2015.01.011.

Moraes, A. M., Ruiz-Miranda, C. R., Galetti Jr., P. M., Niebuhr, B. B., Alexandre, B. R., Muylaert, R. L., Ribeiro, M. C. (2018). Landscape resistance influences effective

dispersal of endangered golden lion tamarins within the Atlantic Forest. *Biological Conservation*, v. 224, p. 178–187.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858. doi:10.1038/35002501.

Nathan, R., Getz, W. M., Revilla, E., Holyoak, M., Kadmon, R., Saltz, D., & Smouse, P. E. (2008). A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(49), 19052–19059. doi:10.1073/pnas.0800375105.

Neteler, M.; Bowman, M.H.; Landa, M.; Metz, M. (2012). GRASS GIS: a multi-purpose open source GIS. *Environmental Modelling and Software*, 31: 124–130.

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.

Niebuhr, B.B. (2018). Combinando ecologia de paisagens e ecologia do movimento para entender conectividade e processos ecológicos. Tese (doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro, 214p.

Noss, R. F., & Daly, K. M. (2006). Incorporating connectivity into broad-scale conservation planning. *Connectivity Conservation*, 587–619. doi:10.1017/cbo9780511754821.026.

Oliveira, R. S., Rangel, M. C. V., Rossi-Junior, J. L., & Braga, F. R. (2015). Ocorrência de endoparasitos em ouriços-cacheiros (*Sphiggurus insidiosus*) e ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*) recolhidos após atropelamento na rodovia ES- 060-Espírito Santo – Brasil. *Natureza on line*, 13(5), 229-233.

Paine Cet, Beck H. (2007). Seed predation by Neotropical rain forest mammals increases diversity in seedling recruitment. *Ecology* 88(12): 3076-3087.

Phillips. S. J.; Williams, P.; Midgley, G.; Archer, A. (2008). Optimizing dispersal corridors for the cape Proteaceae using network flow. *Ecological Applications*, v. 18, n. 5, p. 1200-1211.

Pontes, A. R. M., Gadelha, J. R., Melo, E. R. A., Sá, F. B., Loss, A. C., Caldara-Junior, V., Costa, L. P., & Leite, Y. L. R. (2013). A new species of porcupine, genus *Coendou* (Rodentia: Erethizontidae) from the Atlantic forest of northeastern Brazil. *Zootaxa*, 3636(3), 421-438. DOI: 10.11646/zootaxa.3636.3.2.

Ribeiro, J. W., Silveira dos Santos, J., Dodonov, P., Martello, F., Brandão Niebuhr, B., & Ribeiro, M. C. (2017). LandScape Corridors (lscorridors): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(11), 1425–1432. doi:10.1111/2041-210x.12750.

Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142(6), 1141–1153. doi:10.1016/j.biocon.2009.02.021.

Ruiz-Miranda, C. R., Affonso, A. G., Morais, M. M. de, Verona, C. E., Martins, A., & Beck, B. B. (2006). Behavioral and ecological interactions between reintroduced golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1766) and introduced marmosets (*Callithrix* spp, Linnaeus, 1758) in Brazil's Atlantic Coast forest fragments. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49(1), 99–109. doi:10.1590/s1516-89132006000100012.

Ruiz-Miranda, C.R., Alves-Eigenheer, M., Braga, C.A.C., Francisco, T.M., Gonçalves, P., Giné, G., Henry, M, Lucas, P.S. E Soffiatti, F. (2020). Seleção de espécies, locais de monitoramento e tipos de estruturas de travessia de fauna. Relatório Técnico 02. Em: Avaliação do efeito de faixas de dutos na conectividade da paisagem para a Mastofauna e análise da eficácia de estruturas de travessias de fauna. Petrobrás – Petróleo Brasileiro S.A. (83 pp).

Rytwinski, T., & Fahrig, L. (2013). Why are some animal populations unaffected or positively affected by roads? *Oecologia*, 173(3), 1143–1156. doi:10.1007/s00442-013-2684-x.

Simberloff, D., Farr, J.A., Cox, J., Mehlman, D.W., 1992. Movement corridors – conservation bargains or poor investments. *Conservation Biology* 6, 493–504

- Superina, M., Plese, T., Moraes-Barros, N., Abba, A.M., 2010. The 2010 sloth red list assessment. *Edentata* 11, 115–134, <http://dx.doi.org/10.5537/020.011.0202>.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, 68(3), 571. doi:10.2307/3544927.
- Viveiros de Castro, E. B., & Fernandez, F. A. S. (2004). Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 119(1), 73–80. doi:10.1016/j.biocon.2003.10.023.
- 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*, 3720(3720), 1–36. doi:10.1206/3720.2.
- Whitworth, A., Beirne, C., Pillco Huarcaya, R., Whittaker, L., Serrano Rojas, S. J., Tobler, M. W., & MacLeod, R. (2019). Human disturbance impacts on rainforest mammals are most notable in the canopy, especially for larger-bodied species. *Diversity and Distributions*. doi:10.1111/ddi.12930
- Wright, S. J. (2010). The future of tropical forests. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195(1), 1–27. doi:10.1111/j.1749-6632.2010.05455.x.
- Zeller, K. A., McGarigal, K., & Whiteley, A. R. (2012). Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology*, 27(6), 777–797. doi:10.1007/s10980-012-9737-0.

Material Suplementar I - Descrição das classes

Elaboramos um documento com objetivo desse material ser uma referência para auxiliar nas respostas do questionário de acordo com o contexto apontado.

<p>Agricultura: áreas de cultivo de vegetais</p>	<p>Área Urbana: áreas com aglomerado de infra estruturas de alvenaria – inclui propriedades rurais</p>
	
<p>Cerca viva/corredor: linha de árvores separando duas áreas de matriz antrópica (agricultura, pastagem, etc.)</p>	<p>Estrada de terra: estrada não pavimentada de baixo fluxo</p>
	
<p>Estrada pavimentada simples: estrada de mão dupla simples; via de transporte interurbano de alta velocidade e fluxo intermediário</p>	<p>Estrada pavimentada duplicada: rodovia duplicada de fluxo intenso</p>
	

Pasto: extensão ou terreno com gramíneas



Passagem copa a copa: algum tipo de estrutura linear que tenha como finalidade unir uma árvore a outra



Passagem subterrânea: estrutura conectando duas áreas abaixo de estradas para locomoção animal



Passagem tipo viaduto vegetado: estrutura conectando duas áreas de habitat acima das estradas



Silvicultura: cultivo de florestas de interesse humano, como espécies de Eucalipto e Pinus



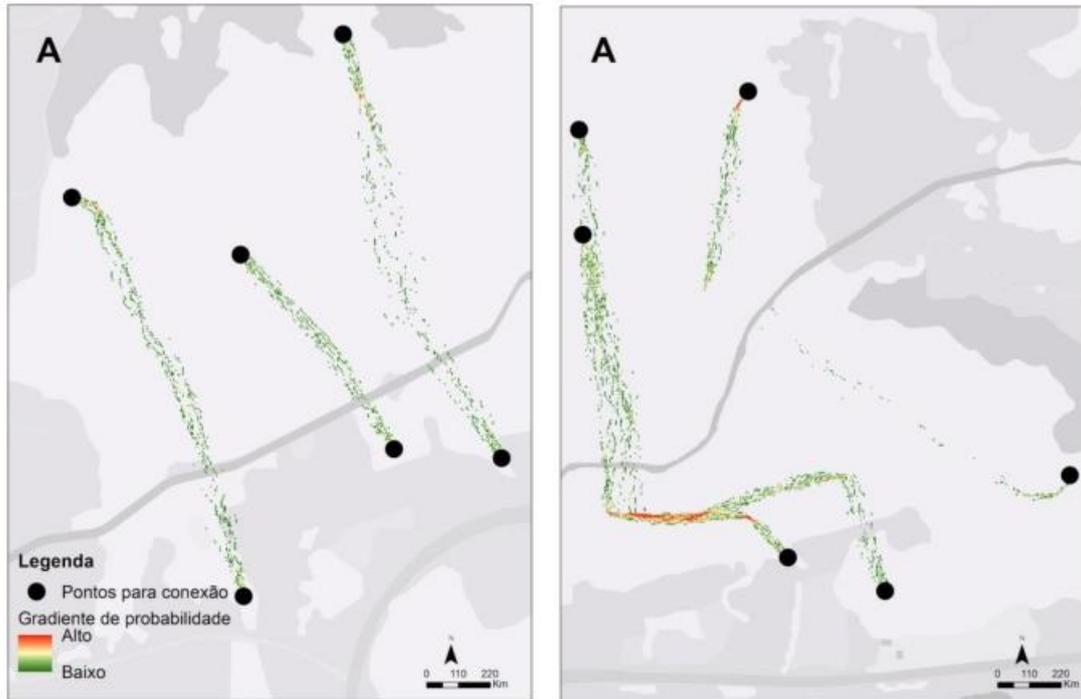
Material Suplementar II – Simulações detalhadas das áreas de estudo

Figura MS1 - Conjunto de simulações para as três espécies estudadas na área de estudo A (fragmentos próximos a Reserva Poço das Antas). Pontos em preto representam as áreas de conexão e a linha cinza a faixa de duto de combustível. As linhas coloridas indicam o gradiente de probabilidade de movimentação das espécies, variando da cor verde para a menor probabilidade e vermelho para a maior probabilidade da intersecção dos caminhos.

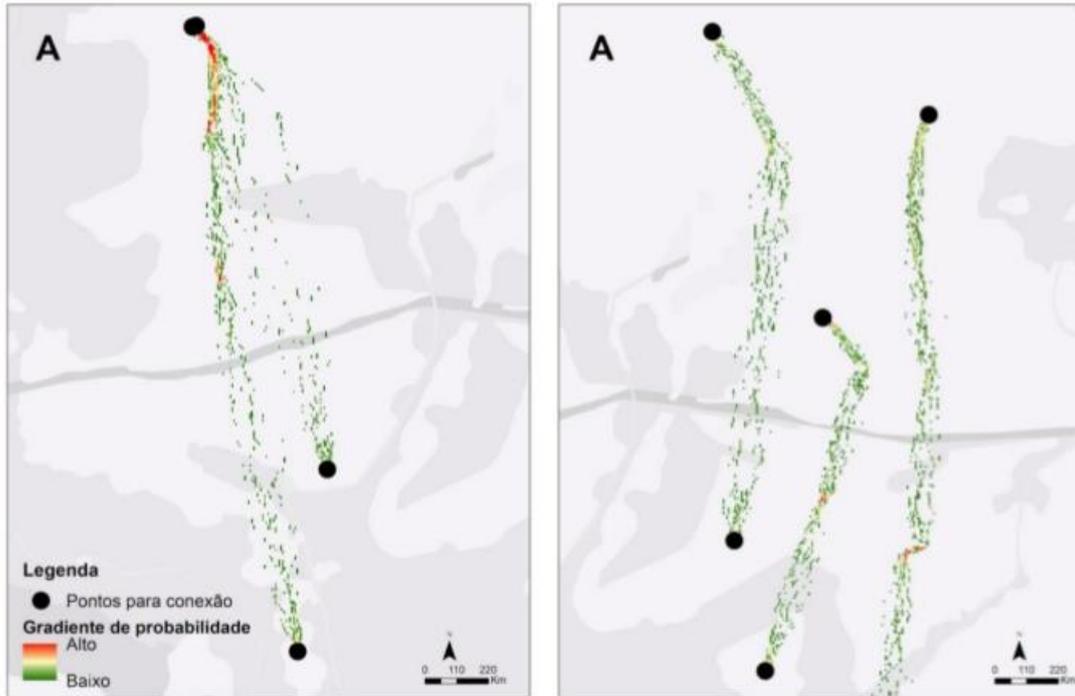


Figura MS2 - Conjunto de simulações para as três espécies estudadas na área de estudo A (fragmentos próximos a Reserva Poço das Antas). Pontos em preto representam as áreas de conexão e a linha cinza a faixa de duto de combustível. As linhas coloridas indicam o gradiente de probabilidade de movimentação das espécies, variando da cor verde para a menor probabilidade e vermelho para a maior probabilidade da intersecção dos caminhos.

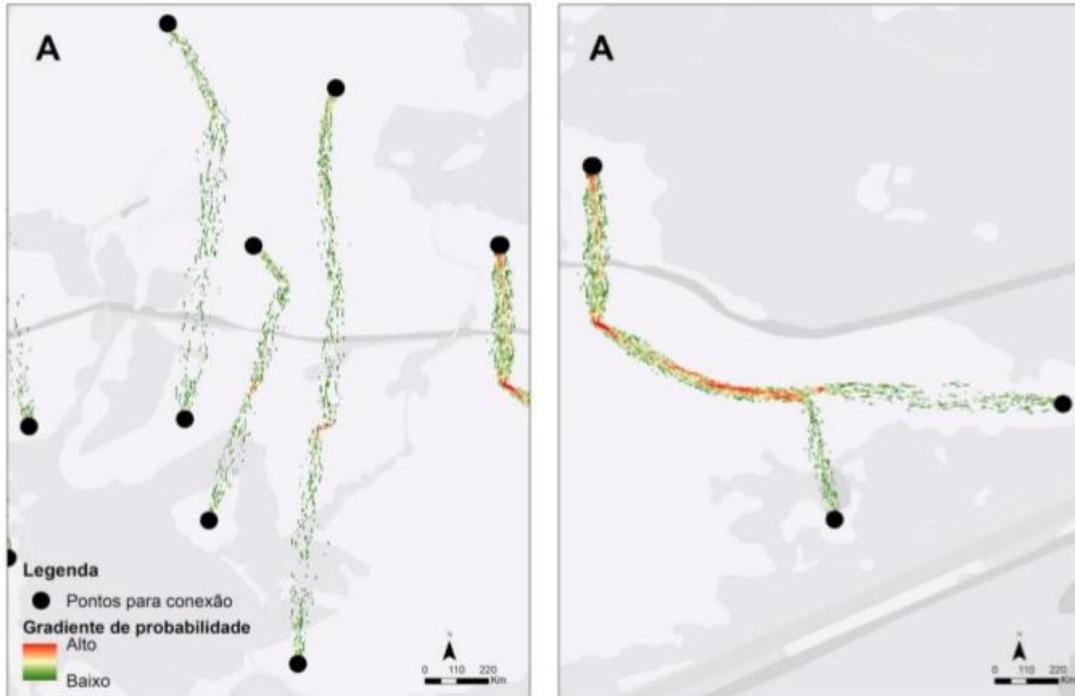


Figura MS3 - Conjunto de simulações para as três espécies estudadas na área de estudo A (fragmentos próximos a Reserva Poço das Antas). Pontos em preto representam as áreas de conexão e a linha cinza a faixa de duto de combustível. As linhas coloridas indicam o gradiente de probabilidade de movimentação das espécies, variando da cor verde para a menor probabilidade e vermelho para a maior probabilidade da intersecção dos caminhos.

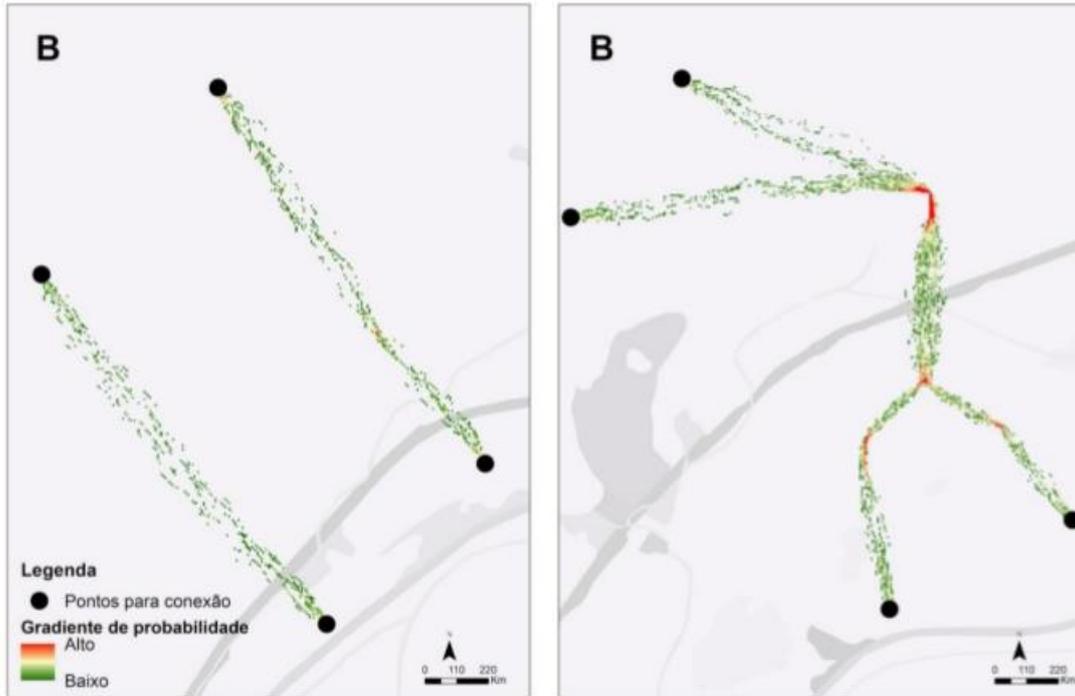


Figura MS4 - Conjunto de simulações para as três espécies estudadas na área de estudo B (Reserva União). Pontos em preto representam as áreas de conexão e a linha cinza a faixa de duto de combustível. As linhas coloridas indicam o gradiente de probabilidade de movimentação das espécies, variando da cor verde para a menor probabilidade e vermelho para a maior probabilidade da intersecção dos caminhos.

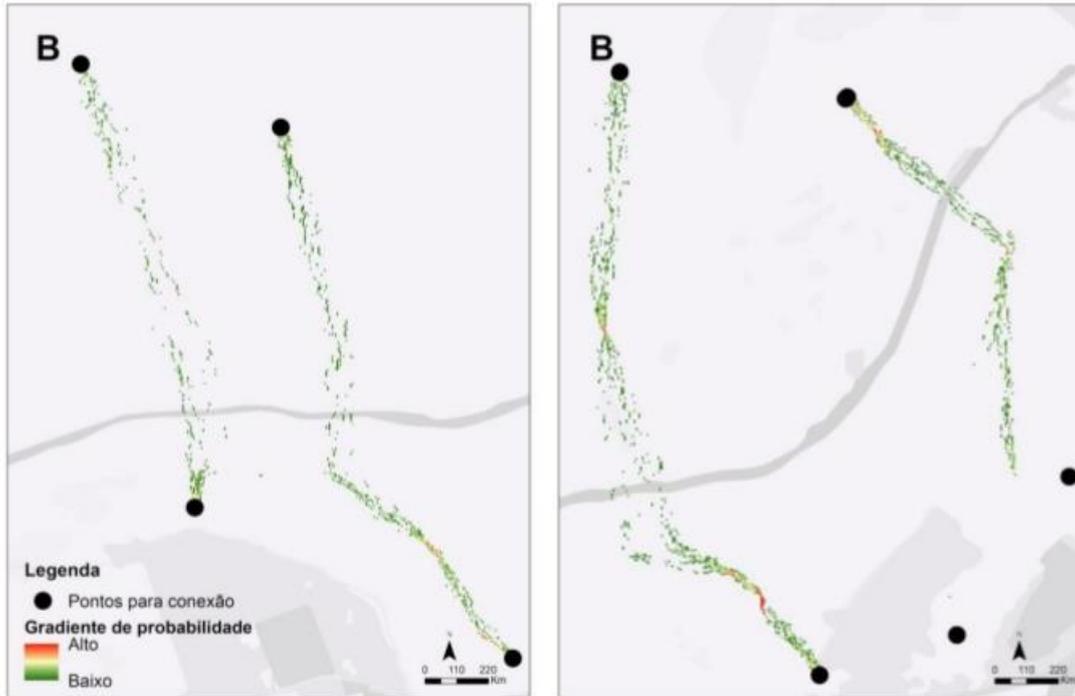


Figura MS5 - Conjunto de simulações para as três espécies estudadas na área de estudo B) (Reserva União). Pontos em preto representam as áreas de conexão e a linha cinza a faixa de duto de combustível. As linhas coloridas indicam o gradiente de probabilidade de movimentação das espécies, variando da cor verde para a menor probabilidade e vermelho para a maior probabilidade da intersecção dos caminhos.

CAPÍTULO II

MODELAGEM DE CONECTIVIDADE DA PAISAGEM PARA BACIA DO RIO SÃO JOÃO NO RIO DE JANEIRO

RESUMO

A fragmentação e redução do habitat são consequências das alterações antrópicas de áreas naturais, atingindo diretamente os organismos presentes nestas regiões. Sendo assim, é fundamental pensar em estratégias que possibilitem a conectividade dessas áreas, mitigando o impacto causado e favorecendo a manutenção das populações locais ao longo dos anos. Esse estudo teve como objetivo gerar informações sobre conectividade florestal na Bacia do Rio São João, no estado do Rio de Janeiro considerando áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade. Para isso, realizamos uma modelagem utilizando o software *Landscape Corridors (LSCorridors)*, que trabalha com base na percepção do organismo sobre a paisagem em diferentes cenários. A espécie-chave deste estudo é o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), que desempenha um importante papel biológico, representando o deslocamento de animais arborícolas. As áreas prioritárias foram definidas como locais que apresentam algum tipo de facilitador tanto do ponto de vista do animal, como estrutural; incluindo áreas como fazendas com proprietários parceiros, e Unidades de Manejo de Metapopulações do mico-leão-dourado. Essa modelagem permitiu a simulação de vários trajetos alternativos, resultando na escolha dos melhores locais para promover a conectividade da paisagem. O presente estudo destaca a importância de propor alternativas e acesso a ferramentas para elaborar estratégias de planejamento ambiental para restabelecer a conexão entre ambientes afetados pela urbanização, auxiliando assim na manutenção e conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: modelagem; *LSCorridors*; áreas prioritárias; fragmentação; conectividade da paisagem.

ABSTRACT

Habitat fragmentation and loss are consequences of anthropogenic changes in natural areas that directly and negatively affect animals present in these regions. Therefore, it is essential to plan strategies that restore the connectivity of those areas, mitigating the impact caused and favoring the maintenance of local populations over time. This study aimed to generate information on forest connectivity in the São João River Basin, in the state of Rio de Janeiro, Brazil, considering priority areas for biodiversity conservation. For this, we modeled solutions using the Landscape Corridors software (LSCorridors), which works based on the organism's perception of the landscape in different scenarios. The key species of this study was the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*), which plays an important biological role, and represents the displacement of arboreal mammals. Priority areas were defined as places that present some facilitator from both the animal and the structural point of view, including farms with partner owners and Golden Lion Tamarin Metapopulation Management Units. This modeling allowed the simulation of several alternative paths, resulting in the choice of the best locations to promote the connectivity of the landscape. This study highlights the importance of proposing alternatives and access to tools to develop environmental planning strategies to re-establish the connection between environments affected by urbanization, thus helping to maintain and conserve biodiversity.

Key words: modeling, LSCorridors, priority areas, fragmentation, connectivity, fragmentation.

1 INTRODUÇÃO

Ao longo das últimas décadas, a população humana aumentou expressivamente, possuindo cerca de 7,8 bilhões de pessoas no mundo. Segundo a ONU (2019), é esperado um aumento de 2 bilhões de habitantes na população mundial até 2050. Esse crescimento populacional está relacionado diretamente ao processo de antropização de áreas naturais, que são alteradas e reduzidas para suprir as necessidades de produção e consumo de recursos destinados ao desenvolvimento humano (Mcdoland *et al.*, 2013, Cardinale *et al.*, 2021). O acúmulo desses processos tem provocado constantes modificações na dinâmica e estrutura da paisagem, resultando em diversas problemáticas sociais e ambientais (Mcdonald *et al.*, 2008; Seto *et al.*, 2010).

O impacto da antropização no meio ambiente pode ser identificado em atividades como a conversão de áreas de vegetação contínua para agricultura; a impermeabilização de matrizes permeáveis com a ampliação de áreas construídas; e a implementação de empreendimentos lineares como estradas e vias de acesso, que conseqüentemente aumentam o fluxo de veículos e tráfego de pedestres. Essas alterações também podem desencadear outros tipos de impacto, como poluição sonora, luminosa e até mesmo química (Grimm *et al.*, 2008; Butchart, 2010; Laurance, 2014; Ibisch *et al.*, 2016). Esses fatores contribuem diretamente para a perda de habitat e alteração do ambiente, criando um ambiente hostil para diversos organismos. Sendo assim, o crescimento e a expansão urbana é considerado uma das principais ameaças para a conservação da biodiversidade (Cincotta & Engelman, 2000; Mcdonald *et al.*, 2008; Santini *et al.*, 2019).

Diversos setores da economia dependem da conversão de paisagens florestais em áreas agrícolas, assim como da implementação de infraestruturas para transporte desses materiais, provocando assim efeitos como consequência o desmatamento e fragmentação do habitat (Grimm *et al.*, 2008; Butchart, 2010; Chen & Koprowski, 2016). Empreendimentos como infraestruturas lineares - como estradas, rodovias, ferrovias, vias de acesso, linhas de transmissão de energia, faixas de oleoduto e gasoduto - podem alterar profundamente o ambiente para determinadas espécies (Benitez-Lopez *et al.*, 2010; Laurance, 2014; Ibisch, *et al.*, 2016; Biasotto & Kindel, 2018; Ascensão *et al.*, 2019). As infraestruturas lineares são apontadas como um dos principais obstáculos para a manutenção da biodiversidade, pois estão relacionadas

a mortalidade de organismos por atropelamento, queimaduras nos fios de alta tensão e mortes por eletrocussão, redução do tamanho da área de vida e o isolamento dos organismos (Forman *et al.*, 2003, Jaeger *et al.*, 2005; Laurance, 2014; Gregory *et al.*, 2017; Biasotto & Kindel, 2018).

As infraestruturas lineares estão diretamente relacionadas ao efeito barreira, que promove a redução da conectividade do habitat e afeta diretamente a movimentação dos organismos pela paisagem, alterando assim os processos ecológicos como redução populacional, interrupção do fluxo ecológico, dispersão de sementes e invasão de espécies exóticas (Harris & Schenk *et al.*, 1991; Martensen *et al.*, 2008; Holderegger & Di Giulio, 2010). Sendo assim, é essencial compreender como a movimentação dos organismos é afetada por essas alterações na estrutura da paisagem, ou seja, como a disposição espacial dos elementos presentes em uma região pode fazer com que os organismos se desloquem por um determinado tipo de matriz que apresente riscos (Laurance *et al.*, 2008; Jeltsch *et al.*, 2013).

A configuração e disposição dos elementos na paisagem pode determinar a capacidade de movimentação e deslocamento de espécies animais, tornando assim a conectividade uma ferramenta chave para manutenção da biodiversidade (Lindenmayer *et al.*, 2002; Thompson *et al.*, 2017). Conectividade é o meio que promove a conexão entre porções de áreas que se encontram isoladas e desconexas em uma paisagem, e pode auxiliar na compreensão dos processos ecológicos em larga escala (Hilty *et al.*, 2006; Martensen *et al.*, 2008). A conectividade pode ser dividida em estrutural, que considera a distribuição dos elementos na paisagem no qual promove ou impede o fluxo dos organismos entre essas áreas (Taylor *et al.*, 1993; Crooks & Sanjayan, 2006), e em funcional, que enfatiza a interação e visão dos organismos sobre a percepção da estrutura da paisagem (Tischendorf & Fahrig, 2000; Baguette & Van Dyck, 2007).

Considerando a importância da conectividade em áreas naturais antropizadas, é necessário criar estratégias de planejamento e gestão para conciliar os usos da terra com a conservação da biodiversidade em ambientes ameaçados (Santos, 2004). Esse planejamento deve criar condições para integrar os elementos que compõem uma determinada região, considerando os processos ecológicos e as necessidades humanas, buscando um equilíbrio para preservação dos ambientes naturais e espécies, e mantendo a produção da economia (Santos, 2004). Esse equilíbrio é

extremamente desafiador e necessário, pois a interação de ambos é um fator vital para a sobrevivência humana. Compreender e mitigar os impactos provocados pela alteração do ambiente é de extrema importância para a manutenção da biodiversidade e desenvolvimento humano.

Considerando o fator do efeito barreira provocado pela implementação de infraestruturas lineares, buscamos analisar e propor alternativas de forma sustentável para restabelecer a conexão entre ambientes para auxiliar na manutenção e conservação da biodiversidade.

2 OBJETIVO

O objetivo deste estudo é identificar potenciais áreas dentro da Bacia do Rio São João para criação da conectividade da paisagem a partir da modelagem de caminhos tendo a espécie mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) como espécie chave.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende a extensão da bacia do Rio São João, localizada na porção sudeste do Estado do Rio de Janeiro, entre as coordenadas 220° 20' e 220° 50' S e 420° 00' e 420° 40' W como mostra a Figura 1. A região possui uma área de 3000km² e abrange totalmente o município de Silva Jardim e parcialmente os municípios de Cachoeiras de Macacu, Rio Bonito, Casimiro de Abreu, Araruama, São Pedro da Aldeia, Cabo Frio e Rio das Ostras. A bacia do Rio São João (BRSJ) é composta pelos tipos de uso do solo como; grandes centros urbanizados, vilarejos, fazendas e propriedades rurais particulares, terrenos voltados para agricultura, grandes espaços abertos de pastagem e fragmentos/remanescentes florestais de Mata Atlântica, sendo essa cobertura vegetal classificada como floresta estacional tropical ou floresta úmida de baixada (Veloso *et al.*, 1991; Primo & Volker, 2003; Bidegain & Pereira, 2005).



Figura 1: Área de estudo, a linha amarela representa o limite da bacia do Rio São João com raio de buffer no valor de 5 km, localizada no norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. Fonte: Autora, 2021.

Ao longo da extensão da bacia do Rio São João, a Associação do Mico-Leão-Dourado (AMLD) realiza o monitoramento de aproximadamente 13 grupos de mico-

leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), e tem como propósito acompanhar o desenvolvimento do tamanho das populações. A Figura 2 mostra Unidades de Manejo de Populações (UMPs), que são áreas de fragmento florestal utilizadas pelo mico-leão-dourado, e que se encontram subdivididas dentro da BRSJ. A delimitação de uma UMPs é feita com base nos critérios da presença de micos leões dourados, movimentação dos indivíduos entre os fragmentos, tamanho e a distância entre os fragmentos. Essas áreas possuem desconexão com outras manchas florestais que são usadas como habitat pelo mico-leão-dourado, principalmente por serem recortadas por estruturas como a Rodovia Federal BR-101, a ramificação de infraestruturas lineares, rios e presença de outros elementos de ação antrópica presentes na região.

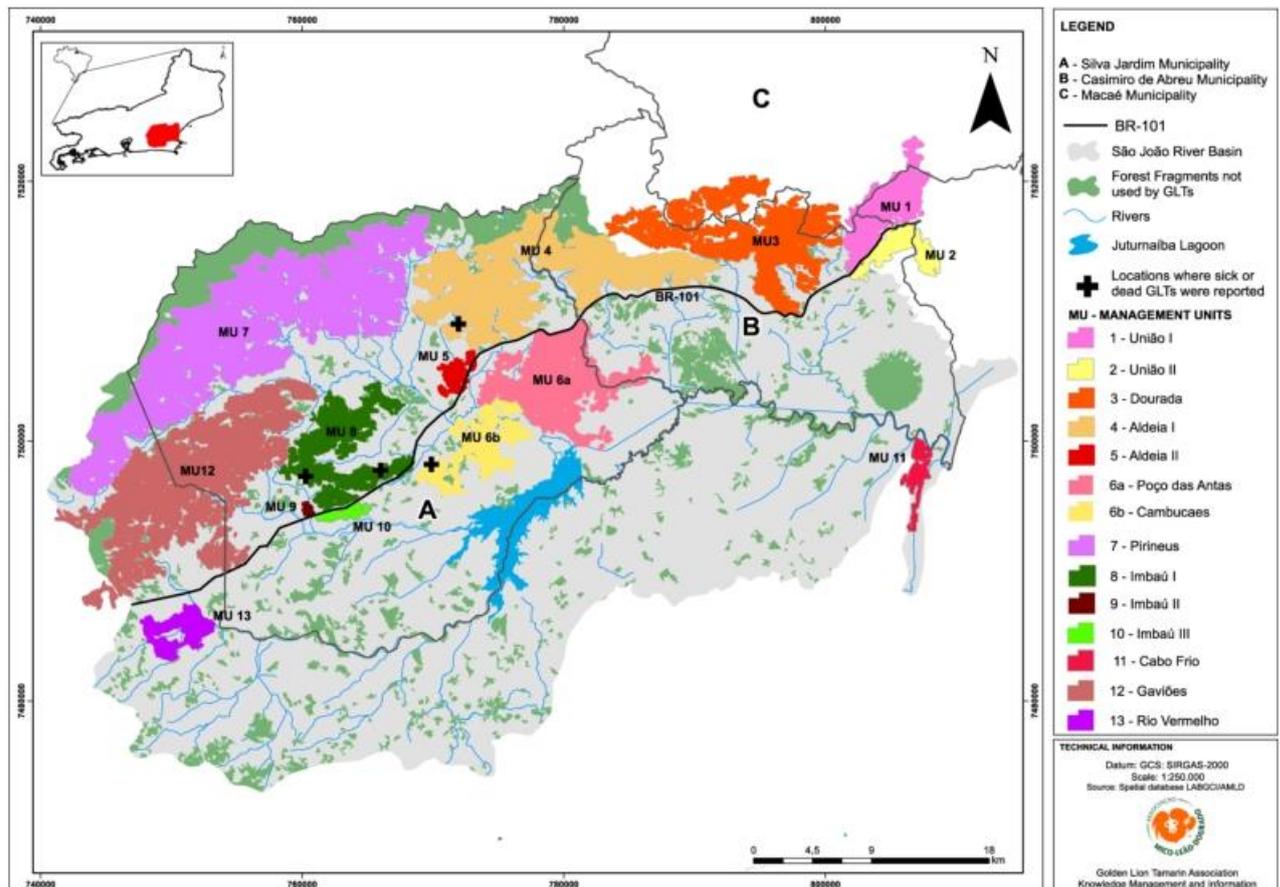


Figura 2: Distribuição das Unidades de Manejo de Populações do mico-leão-dourado ao longo da Bacia do Rio São João, a sequência crescente da numeração de 1 a 13 representa as UMPs de micos.

Fonte: Dietz *et al.* (2019).

3.2 ESPÉCIE DE ESTUDO

Como espécie de estudo escolhemos o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), primata endêmico da Mata Atlântica e da baixada costeira do Rio de Janeiro, como mostra a Figura 3 (Coimbra-Filho & Mittermeier, 1973). É uma espécie de primata do grupo de mamíferos arbóreos que se encontra altamente ameaçada (Estrada *et al.*, 2017), sendo considerado como ameaçado de extinção na “*Red List of Threatened Species*” (IUCN, 2021). Sua alimentação é à base de frutas, flores, insetos e pequenos vertebrados, e na vida adulta pode pesar até 700 gramas (Coimbra-Filho, 1973; Kierulff *et al.*, 2002; Ruiz-Miranda *et al.*, 2006). Por se tratar de uma espécie arbórea ameaçada, o mico-leão-dourado foi escolhido como espécie-chave para a conservação da biodiversidade na BRSJ, sendo um grupo altamente dependente de áreas florestais. Compreender como o ambiente fragmentado age nos processos ecológicos é essencial para conservação e manejo dessa espécie, assim como de outros organismos semelhantes ou dependentes.



Figura 3: Mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) e sua distribuição nas cidades da baixada costeira do Rio de Janeiro. Fonte: adaptado; Art G/Creative Commons/Flickr e IUCN, 2021.

3.3 MAPEAMENTO

Para esse estudo utilizamos como base o mapeamento de uso do solo fornecido de forma aberta e gratuita pelo portal MapBiomas, onde as informações/feições da superfície da terra são convertidas para dados digitais (Mapbiomas, 2021). Esse material foi produzido de forma automatizada e tem como base imagens do satélite Landsat para a classificação, o mapeamento encontra-se em uma escala de 1:50.000. O mapeamento é composto por 10 classes: água (lagos e rios), agricultura (qualquer tipo de plantação alimentícia), área urbana (qualquer tipo de construção, vilarejos, cidades ou aglomerado antrópico), campo úmido (extensão de solo úmido e pouca vegetação rasteira), estrada de terra (vias de acesso sem pavimentação para transição de veículos), estrada pavimentada (vias de acesso com algum tipo de pavimento que interrompe a permeabilidade do solo com tráfego de veículos moderado), pastagem, pasto sujo (área de pastagem com algumas árvores esparsas), vegetação (extensa área/massa de vegetação florestal), vegetação úmida (solo úmido com vegetação arbórea), e rodovia (vias de acesso pavimentada de mão dupla ou mais pistas com intenso tráfego de veículos) (Figura 4).

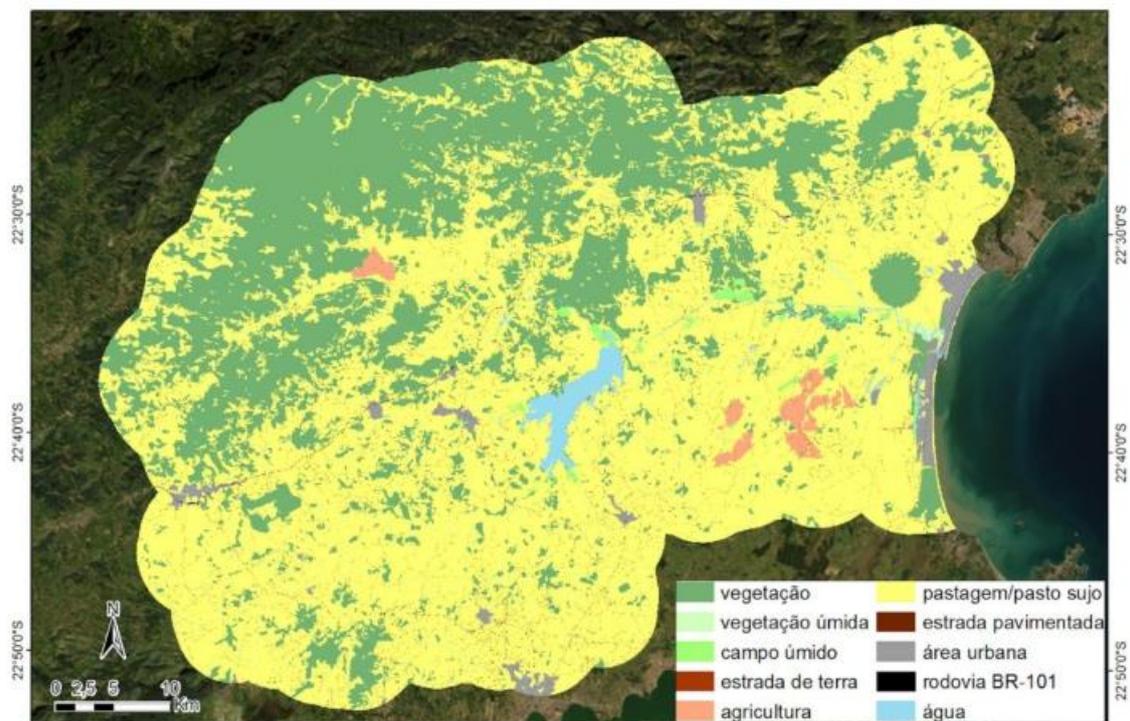


Figura 4: Mapeamento da área de estudo fornecido pelo MapBiomas com identificação das classes.
Fonte: Autora, 2021.

3.4 MATRIZ DE RESISTÊNCIA

A matriz de resistência é a representação gráfica das informações atribuídas para cada tipo de ambiente da paisagem sobre a perspectiva de vista do animal, representando o grau de resistência que uma espécie tem sobre atravessar determinado tipo de ambiente. Os valores são denominados por pesos variando de 0 a 100, que representam respectivamente, os valores de menor e maior resistência do ponto de vista da espécie estudada a respeito de um determinado ambiente. Sendo assim, para cada ambiente (classes identificadas no mapeamento), um valor foi atribuído e esses pesos foram extraídos de um questionário respondido por 12 especialistas da espécie, sendo 4 especialistas de campo, 7 pesquisadores e 1 especialista em primatas (Figura 5). Para a classe de água atribuímos o valor 200, pois essa classe é uma forte barreira para a movimentação do mico-leão-dourado.

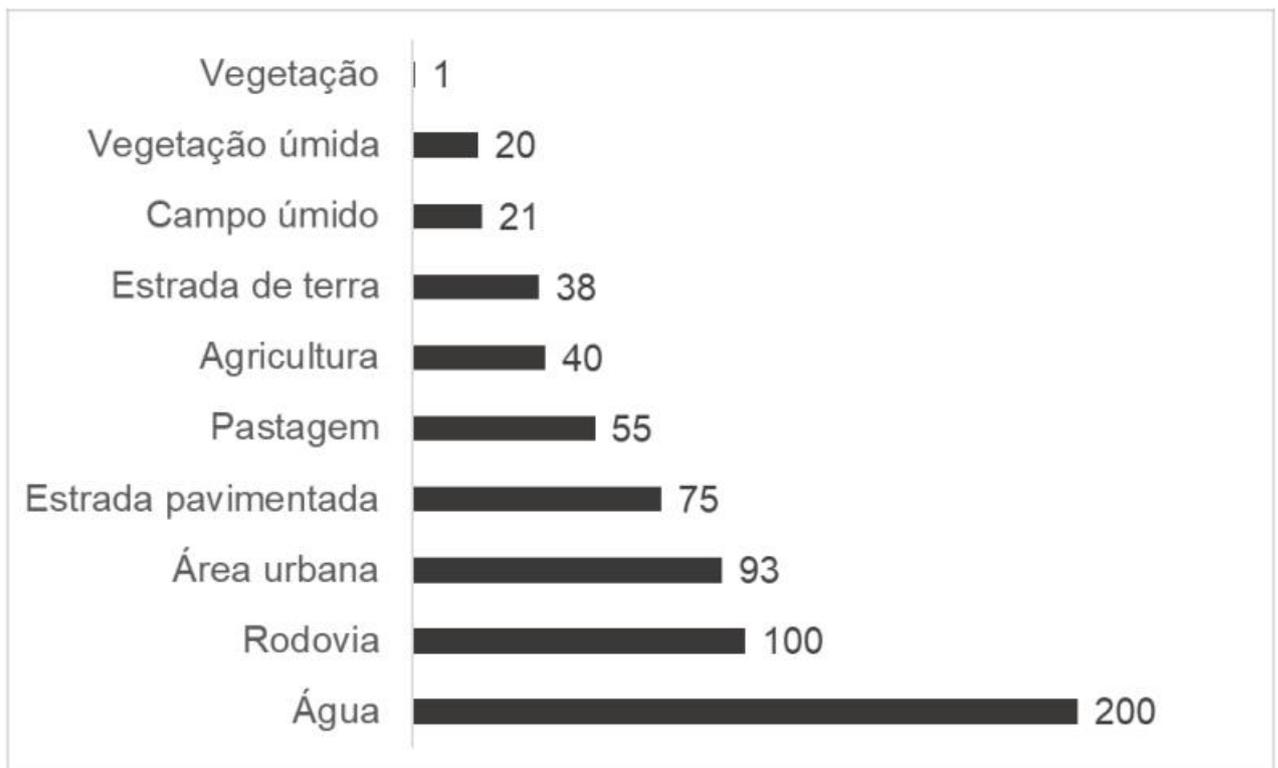


Figura 5: Valor de resistência para cada uma das classes identificadas no mapeamento da área de estudo considerando a espécie mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*). Fonte: Autora, 2021.

A atribuição dessas informações no mapeamento foi realizada utilizando o software Arcgis 10.2.1 (Esri, 2020), juntamente da conversão do arquivo shapefile (formato vetorial) para raster (formato matricial). O dado raster é uma grade formada

por linhas e colunas, as células dessa estrutura possuem o mesmo tamanho e cada unidade é denominada de “pixel” (Burrough, 1989). O mapeamento possui 30 metros de resolução (cada pixel tem o tamanho de 30 x 30 metros), ou seja, a representação digital da área mínima (cada pixel) mapeado pelo projeto equivale a 900 metros na realidade; juntamente com a informação do peso para cada classe (como mostra a Figura 6).

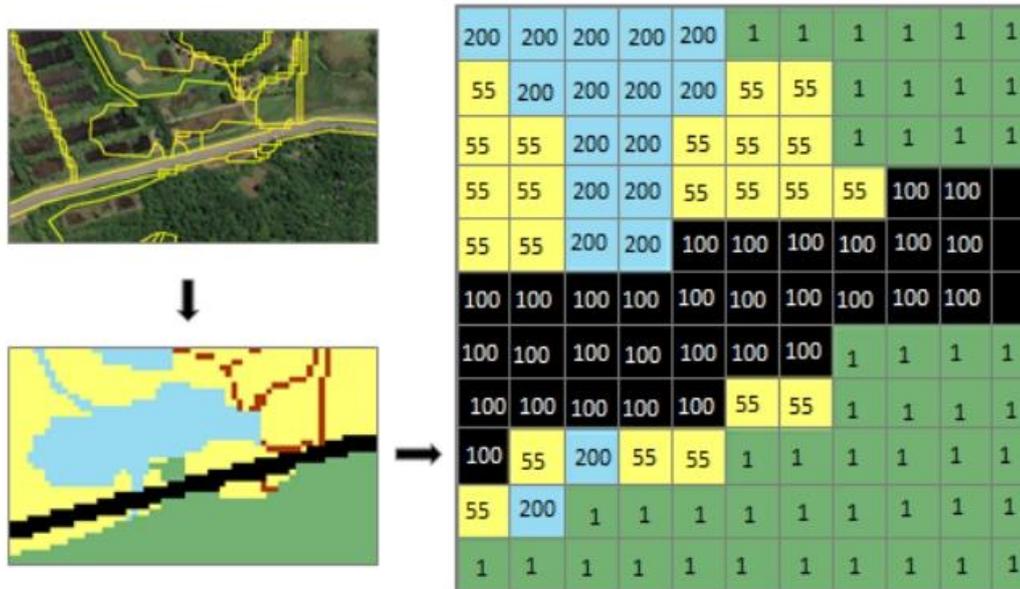


Figura 6: Representação da transformação do arquivo shapefile para o formato raster com a atribuição dos valores de peso para cada classe identificada anteriormente no mapeamento. Fonte: Autora, 2021.

3.5 DEFINIÇÃO DOS CENÁRIOS DE ESTUDO: ÁREAS NÃO PRIORITÁRIAS E ÁREAS PRIORITÁRIAS

Para a seleção das áreas consideramos a percepção do mico-leão-dourado sobre a estrutura da paisagem, definindo assim áreas prioritárias e não prioritárias. As áreas não prioritárias incluem apenas os valores de resistência atribuídos para cada tipo de ambiente identificado no mapeamento. As áreas prioritárias, além dos valores de resistência dos ambientes, contemplam elementos estratégicos como:

- estruturas de passagem de fauna já existentes distribuídas ao longo da rodovia BR-10 entre as pistas,
- pontos estratégicos como a conexão entre e dentro das Unidades de Manejo, e

- propriedades (fazendas) que possuem outros trabalhos em execução pela Associação do Mico Leão Dourado (AMLD).

3.6 SELEÇÃO DOS PONTOS (CONJUNTO DE CONEXÃO)

Para simular os trajetos nos locais com maior probabilidade de conexão foi necessário definirmos conjunto de conexões, formados por um ponto inicial e um ponto final para cada local de interesse. Os pontos foram escolhidos com base nas áreas de monitoramento do mico-leão-dourado ao longo da Bacia do Rio São João, onde selecionamos um total de 32 conjunto de conexões utilizando o critério de localizações do mico registradas próximo a borda de um fragmento. Os dados de localização do conjunto de conexões selecionados precisaram estar no mesmo formato da matriz de resistência, dessa forma, foram convertidos do formato shapefile para raster, considerando a transformação de cada ponto para um pixel (Figura 7).

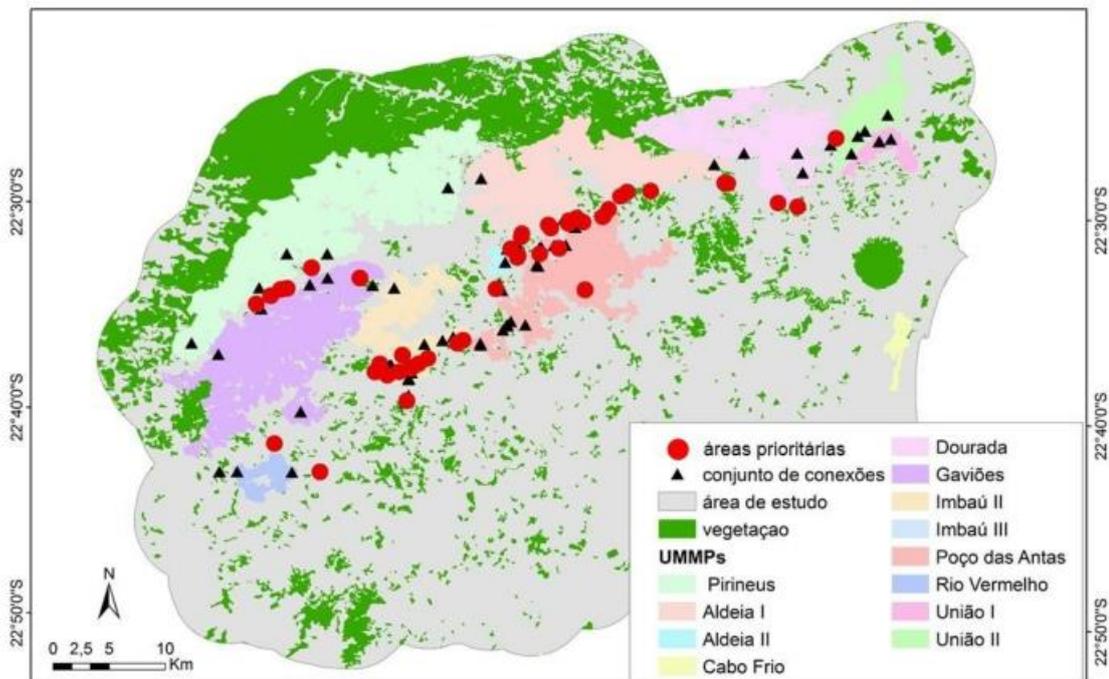


Figura 7: O triângulo preto representa os conjuntos de conexões e os círculos na cor vermelha indicam as áreas prioritárias para conexão (UMMPs, estruturas de passagens de fauna, fazendas e áreas de projeto da AMLD). Fonte: Autora, 2021.

3.7 MODELAGEM

A modelagem foi realizada utilizando o programa *LandScape Corridors - LSCorridors* (Ribeiro *et al.*, 2017) que é um software livre via *GRASS GIS - Geographic Resources Analysis Support System* (Neteler *et al.*, 2012). A partir da definição da matriz de resistência e conjunto de conexões, o programa realiza simulações com base na abordagem do caminho de menor custo (*Least cost path, LCP model*), ou seja, locais que apresentam menor vulnerabilidade para a movimentação e dispersão de organismos (LaPoint *et al.*, 2015). Para a modelagem utilizamos o parâmetro MP (*Measures by Pixel*), medida que leva em conta os dados da paisagem pixel a pixel com os valores de custo, e o parâmetro MLmin (mínimo) que considera a percepção do animal sobre o ambiente.

A modelagem deste estudo foi feita considerando dois cenários: "áreas não prioritárias", ou seja, ambiente sem inclusão de estruturas ou pontos estratégicos, e "áreas prioritárias", ou seja, ambiente considerando infraestruturas de passagem de fauna já existentes na BRSJ, propriedades parceiras da AMLD, e pontos estratégicos de conexão entre e dentro das Unidades de Manejo. Após a modelagem individual dos cenários, foi realizada a sobreposição das simulações para uma análise visual, no qual identificamos considerável sobreposição de caminhos e locais com grande simetria entre os dois cenários.

4 RESULTADOS

4.1 MODELAGEM

Para cada conjunto de conexões foram realizadas 30 simulações considerando individualmente cada um dos quatro parâmetros do *LSCorridors* (MP, MLmin, MLavg e MLmax). Sendo assim, essa modelagem realizou um número de 120 trajetos simulados para cada par de conexão, totalizando 7680 simulações para os dois cenários (3840 para cada um). Após analisarmos os quatro parâmetros nas simulações realizadas, verificamos que os melhores parâmetros foram a medida do MP (*Measures by Pixel*) e a medida de *MLmin* (mínimo). Sendo assim, foram utilizadas somente 3840 simulações, referentes a esses dois parâmetros.

O primeiro e o segundo modelos foram realizados para os cenários “sem prioridade” ou sem facilitadores (Figuras 7A e 7B) e “com prioridade” com facilitadores (Figuras 7C e 7D; incluindo plataformas de passagem de fauna feitas de alvenaria próximas a fazendas e estradas da rodovia BR-101, e pontos de conexão entre e dentro das Unidades de Manejo), respectivamente. Ambos os cenários utilizaram a mesma matriz de resistência, porém considerando que o software busca o caminho com menor custo, o segundo modelo exigiu a inclusão de áreas prioritárias, assim como a atribuição de valores de custo mais baixos, forçando a prioridade destes locais (Figura 8).

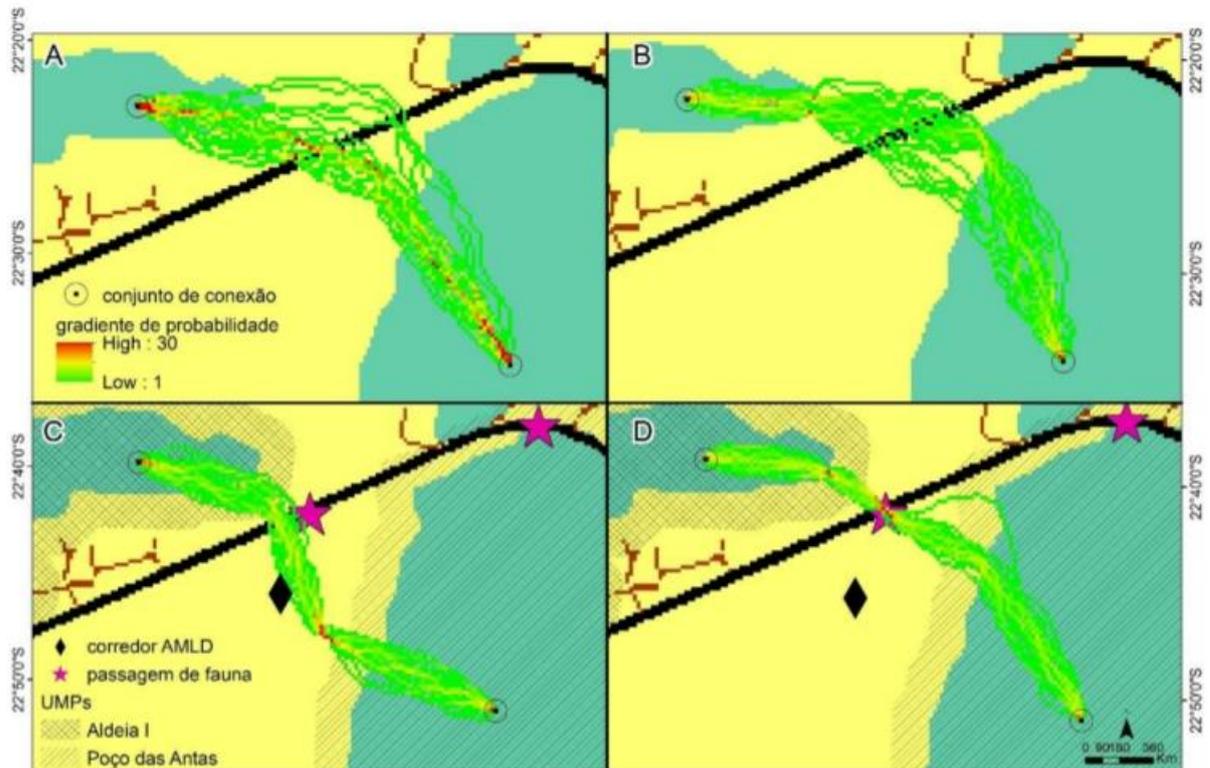


Figura 8: Modelagem e parâmetros utilizados para o cenário com e sem prioridade, onde “A” indica a simulação utilizando o parâmetro MLmin e “B” representa a simulação para o parâmetro MP sobre o cenário sem prioridade. As figuras “C” (parâmetro MLmin) e “D” (parâmetro MP) mostram a simulação para o cenário com áreas prioritárias, enquanto o preenchimento com hachuras indica diferentes Unidades de Manejo de Populações do mico-leão-dourado. A estrela roxa indica locais de passagem de fauna instaladas ao longo da BR-101 e o losango preto assinala o local de um corredor ecológico da AMLD. Fonte: Autora, 2021.

4.2 IDENTIFICAÇÃO DOS MELHORES TRAJETOS/CAMINHOS

A identificação dos caminhos de maior relevância foi realizada a partir da análise de sobreposição, no qual o gradiente de intensidade de cor corresponde a densidade de vezes que o trajeto foi simulado e passou pelo mesmo local, como mostra a Figura 9.

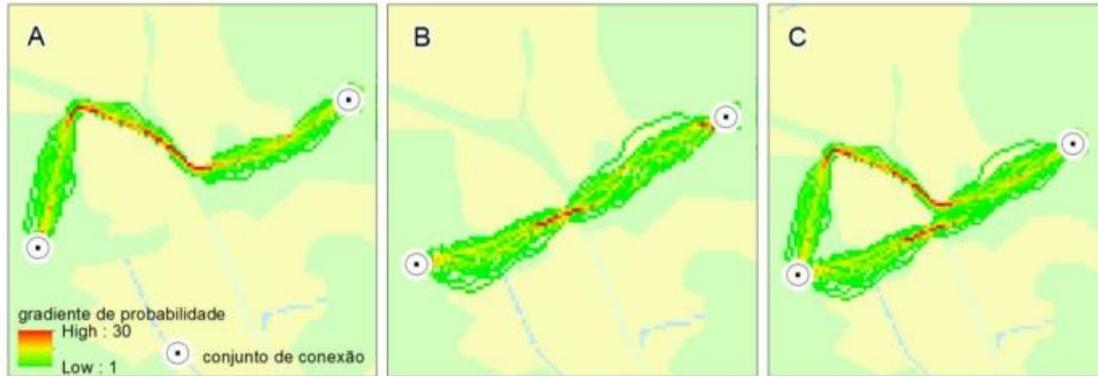


Figura 9: Modelagem e parâmetros utilizados para o cenário com prioridade, onde “A” indica o parâmetro M_p , “B” representa a simulação para o parâmetro ML_{min} , e “C” mostra a sobreposição das simulações. O gradiente de cor indica a intensidade de vezes que as simulações realizaram o mesmo caminho, a cor varia do verde para o vermelho, onde verde indica a baixa densidade e vermelho a alta intensidade de caminhos. Fonte: Autora, 2021.

5 DISCUSSÃO

A fragmentação é uma das consequências que a perturbação humana provoca na paisagem, e que provoca o isolamento de remanescentes de habitat, interrompendo diretamente os processos ecológicos como a movimentação dos organismos (Tucker *et al.*, 2018). A área de estudo é composta por um ambiente heterogêneo e fragmentado, onde alguns ambientes podem atuar como barreiras ativas. A ocorrência do mico-leão-dourado (MLD) se estende ao longo da Bacia do Rio São João, onde a Associação Mico Leão Dourado vem desenvolvendo estudos de monitoramento dentro das Unidades de Manejo de Populações (UMPs). Algumas UMPs estão isoladas, enquanto outras possuem uma certa sobreposição. Considerando o MLD como espécie-chave, promover alterações no ambiente, como o aumento da conectividade, pode diminuir o isolamento dos fragmentos e das UMP, reduzindo os riscos de extinção das populações locais.

A conectividade da paisagem é uma ferramenta utilizada para a restauração e conservação de áreas, estabelecendo meios para movimentação e conexão entre as populações locais, e é considerada um elemento chave para o sucesso do restabelecimento do equilíbrio ecológico (Scolozzi e Geneletti, 2012; Van Teeffelen *et al.*, 2014). O Ministério do Meio Ambiente destaca a importância da conectividade entre os fragmentos principalmente em áreas prioritárias de conservação, evitando assim o desequilíbrio entre as populações, uma vez que colabora para o movimento

e fluxo de genes entre as populações (MMA, 2017). Portanto, a falta de conectividade pode gerar impactos severos para a biodiversidade de um ambiente.

Para os estudos de conectividade existem diversas abordagens, incluindo o método de conexão de rede ecológica (baseado na teoria dos grafos/rede), ligação por fragmentos ecológicos, resistência do movimento das espécies em relação a paisagem e também método qualitativo (Gurrutxaga *et al.*, 2010; Saura & Rubio, 2010; Galpern *et al.*, 2011; Fortin *et al.*, 2012; De Montis *et al.*, 2016; Hong *et al.*, 2017). Além desses, um dos métodos mais utilizados é a avaliação da resistência e custo mínimo da paisagem, no qual o *LSCorridors* tem como algoritmo traçar os melhores caminhos buscando o menor custo na matriz de resistência (Ribeiro *et al.*, 2017).

Nesta pesquisa utilizamos o *LSCorridors* que apresenta a visão do indivíduo sobre paisagem e a percepção da paisagem em si, gerando assim modelos mais completos para interpretação de acordo com cada tipo de parâmetro estabelecido. Um destaque para o software *LSCorridors* é que, além de gerar caminhos de menor custo, o software também gera caminhos alternativos, refletindo a intensidade de trajetos. Essa visualização simplificada favorece o entendimento dos resultados por cientistas, tomadores de decisão e sociedade em geral, pois não exigem conhecimento prévio ou específico.

Os resultados obtidos para o cenário “sem prioridade”, tanto para o parâmetro da paisagem (*MP*) quanto para o da perspectiva do indivíduo (*MLmin*), mostraram caminhos muito similares. No cenário com “áreas prioritárias”, os caminhos apresentaram uma alta simetria, com exceção de alguns pontos de conexão onde os caminhos foram traçados próximos aos pontos prioritários, além de lugares que mesmo com o viés dos locais preferenciais, não apresentaram caminhos como era esperado. Os dois cenários foram projetados com finalidade de se obter os melhores locais para auxiliar a discussão sobre a conectividade na paisagem na Bacia do Rio São João.

É importante ressaltar que os resultados apresentados nesta pesquisa mostraram que grande parte das 13 Unidades de Manejo de Populações estudadas estão localizadas nos fragmentos de maior extensão, incluindo algumas áreas dentro de duas Unidades de Conservação presente na BRSJ. Ribeiro e colaboradores (2009), ressaltam a importância dos grandes fragmentos nas ações de conservação, tendo em vista que os maiores fragmentos devem ser priorizados por desempenharem um papel chave nos processos ecológicos, principalmente se tratando de processos

em larga escala. Considerando que o tamanho do fragmento pode influenciar na sobrevivência da população, e que os maiores fragmentos possuem alta abundância de espécies e maiores populações (Metzger, 2009), os resultados dessa pesquisa indicam que os pontos de conexão entre UMPs podem auxiliar a aumentar a área de distribuição do MLD. Sendo assim, essa conectividade indica a possibilidade de um aumento na população e distribuição do MLD na bacia, conseqüentemente favorecendo a conservação e preservação de outros organismos associados à essa espécie.

O estudo de Tucker (2018), apontou que a movimentação dos organismos é maior em áreas com pouco impacto antrópico, e vimos que muitos dos locais onde os caminhos foram simulados estão próximos a ambientes com a presença humana, como fazendas e plantações, tornando-se necessário pensar estratégias e medidas para minimizar o impacto. A maior parte das áreas para conexão são do tipo pastagem, que assim como áreas de agricultura são elementos significativos para a manutenção e conservação de conectividade florestal (Meira *et al.*, 2016). Considerando as áreas particulares, é importante que o manejo seja feito promovendo informação aos fazendeiros, conciliando o desenvolvimento econômico e a conservação do ambiente. Logo, encontrar um equilíbrio humano-natureza é o caminho mais viável para evitar uma catástrofe ambiental.

As informações geradas por este estudo buscaram de forma técnica contribuir para as tomadas de decisões que visem a implantação e aumento da conectividade da paisagem na Bacia do Rio São João tendo o mico-leão-dourado como espécie guarda-chuva.

6 CONCLUSÃO

A metodologia aplicada a este estudo se apresentou prática e viável, corroborando com as estratégias na seleção de locais para a conexão da paisagem. Sendo assim, a mesma pode ser utilizada como ferramenta para estabelecer medidas adequadas em relação à gestão ambiental para a preservação da biodiversidade em outras regiões.

A alta simetria que os locais estudados apresentaram ressalta a importância da priorização da escolha de áreas para conectividade, ultrapassando os limites das Unidades de Manejo de Populações e estabelecendo conexão entre outros fragmentos. Além disso, a criação de conectividade deve ser principalmente entre os grandes fragmentos, considerando seu maior potencial para a preservação e conservação dos organismos e recursos presentes na Bacia do Rio São João.

É importante que as práticas de conservação estejam associadas a priorizar a manutenção das interações entre diferentes organismos, através da preservação de áreas para conexão. O planejamento e desenvolvimento de estratégias fornecem assim, subsídios para compor um sistema que apresente um maior grau de sustentabilidade em todas as suas dimensões.

7 REFERÊNCIAS

- Ascensão, F., Kindel, A., Teixeira, F. Z., Barrientos, R., D'Amico, M., Borda-de-Água, L., & Pereira, H. M. (2019). Beware that the lack of wildlife mortality records can mask a serious impact of linear infrastructures. *Global Ecology and Conservation*, e00661. doi:10.1016/j.gecco.2019.e00661
- Baguette, M., & Van Dyck, H. (2007). Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology*, 22(8), 1117–1129. doi:10.1007/s10980-007-9108-4
- Bennett. (2003). Connectivity Conservation: Linkages in the Landscape. O papel dos corredores e da conectividade na conservação da vida selvagem. *IUCN*. Vol. 24
- Biasotto, L. D., & Kindel, A. (2018). Power lines and impacts on biodiversity: A systematic review. *Environmental Impact Assessment Review*, 71, 110–119. doi:10.1016/j.eiar.2018.04.010
- Bidegain, P. & Pereira, L.F.M. (2005) Plano das Bacias Hidrográficas da Região dos Lagos e do Rio São João. Rio de Janeiro: CILSJ. Disponível em: <https://issuu.com/paulobidegain/docs/0_plano_bacia >. Acesso em 6 fev. 2021.
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A. Watson, R. (2010). Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328(5982), 1164–1168. doi:10.1126/science.1187512
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67. doi:10.1038/nature11148
- Chen, HL e Koprowski, JL (2016). Os efeitos da barreira das estradas em uma floresta ameaçada obrigam: Influências de tráfego, margens de estradas e lacunas . *Biological Conservation* , 199 , 33 - 40 .
- Cincotta RP, Engelman R. (2000). Nature's Place: Human Population Density and the Future of Biological Diversity. *Washington (DC): Population Action International*.

Crooks, K. R., & Sanjayan, M. (2006). Connectivity conservation: maintaining connections for nature. *Connectivity Conservation*, 1–20. doi:10.1017/cbo9780511754821.001

De Montis, A., Caschili, S., Mulas, M., Modica, G., Ganciu, A., Bardi, A., Fichera, C. R. (2016). Urban–rural ecological networks for landscape planning. *Land Use Policy*, 50, 312–327. doi:10.1016/j.landusepol.2015.10.

Dietz, J. M., Hankerson, S. J., Alexandre, B. R., Henry, M. D., Martins, A. F., Ferraz, L. P., & Ruiz-Miranda, C. R. (2019). Yellow fever in Brazil threatens successful recovery of endangered golden lion tamarins. *Scientific Reports*, 9(1). doi:10.1038/s41598-019-49199-6

Esri. (2020). ArcGIS Desktop: Release 10.3.1 Redlands, CA: *Environmental Systems Research Institute*.

Estrada, A., Garber, P. A., Rylands, A. B., Roos, C., Fernandez-Duque, E., Di Fiore, A., Li, B. (2017). Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Science Advances*, 3(1), e1600946. doi:10.1126/sciadv.1600946

Fahrig, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. (2003) *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 34, p. 487–515.

Forman, RTT , Sperling, D. , Bissonette, JA , Clevenger, AP , Cutshall, CD , Dale, VH, Fahrig, L. , France, R. , Goldman, CR , Heanue, K. , Jones, JA , Swanson, FJ , Turrentine, T. & Winter, TC (2003) Road Ecology: Science and Solutions. *Island Press*, Washington.

Fortin, M.-J., James, P. M. A., MacKenzie, A., Melles, S. J., & Rayfield, B. (2012). Spatial statistics, spatial regression, and graph theory in ecology. *Spatial Statistics*, 1, 100–109. doi:10.1016/j.spasta.2012.02.004

Galpern, P., Manseau, M., & Fall, A. (2011). Patch-based graphs of landscape connectivity: A guide to construction, analysis and application for conservation. *Biological Conservation*, 144(1), 44–55. doi:10.1016/j.biocon.2010.09.002

- Gregory, T., Carrasco-Rueda, F., Alonso, A., Kolowski, J., & Deichmann, J. L. (2017). Natural canopy bridges effectively mitigate tropical forest fragmentation for arboreal mammals. *Scientific Reports*, 7(1). doi:10.1038/s41598-017-04112-x
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, 319(5864), 756–760. doi:10.1126/science.1150195
- Gurrutxaga, M., Lozano, P. J., & del Barrio, G. (2010). GIS-based approach for incorporating the connectivity of ecological networks into regional planning. *Journal for Nature Conservation*, 18(4), 318–326. doi:10.1016/j.jnc.2010.01.005
- Harris LD, Scheck J. 1991. From implications to applications: the dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity. *Biological Conservation*, 60(1), 64. doi:10.1016/0006-3207(92)90811-z
- Hilty, J. A.; Lidicker, W. Z.; Merenlender, A. M. (2006). Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation. *Island Press*, 325p.
- Holderegger, R., & Di Giulio, M. (2010). The genetic effects of roads: A review of empirical evidence. *Basic and Applied Ecology*, 11(6), 522–531. doi:10.1016/j.baae.2010.06.006
- Hong, W., Guo, R., Su, M., Tang, H., Chen, L., & Hu, W. (2017). Sensitivity evaluation and land-use control of urban ecological corridors: A case study of Shenzhen, China. *Land Use Policy*, 62, 316–325. doi:10.1016/j.landusepol.2017.01.
- Ibisch, P. L., Hoffmann, M. T., Kreft, S., Pe'er, G., Kati, V., Biber-Freudenberger, L., Hobson, P., Selva, N. (2016). A global map of roadless areas and their conservation status. *Science*, 354(6318), 1423–1427. doi:10.1126/science.aaf7166
- IUCN. Red List of Threatened Species 2021: e.T11506A192327291. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-1.RLTS.T11506A192327291.en>.
Downloaded on 27 September 2021.
- Jaeger, J. A. G., 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. doi:10.1016/j.ecolmodel.2004.12.

Jeltsch, F., Bonte, D., Pe'er, G., Reineking, B., Leimgruber, P., Balkenhol, N., Bauer, S. (2013). Integrating movement ecology with biodiversity research - exploring new avenues to address spatiotemporal biodiversity dynamics. *Movement Ecology*, 1(1), 6. doi:10.1186/2051-3933-1-6

Laurance, W. F., Clements, G. R., Sloan, S., O'Connell, C. S., Mueller, N. D., Goosem, M., Arrea, I. B. (2014). A global strategy for road building. *Nature*, 513(7517), 229–232. doi:10.1038/nature13717

Laurance, W. F., Laurance, S. G., & Hilbert, D. W. (2008). Long-Term Dynamics of a Fragmented Rainforest Mammal Assemblage. *Conservation Biology*, 22(5), 1154–1164. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.00981.x

Lindenmayer, D. B., & Fischer, J. (2007). Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(3), 127–132. doi:10.1016/j.tree.2006.11.006

Lindenmayer, D. B., Cunningham, R. B., Donnelly, C. F., & Lesslie, R. (2002). On the use of landscape surrogates as ecological indicators in fragmented forests. *Forest Ecology and Management*, 159(3), 203–216. doi:10.1016/s0378-1127(01)00433-9

Liu, Y., Li, Z. W., Tang, Z. H., Zhang, Y., & Ren, P. (2012). Greenway network design of Great West River Pilot Area in Changsha City, Hunan Province of South-central China based on suitability analysis and GIS. *Chinese Journal of Ecology*, 31(2), 426–432.

Mapbiomas. 2019. MapBiomas General “Handbook” - Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD). p. 42.

Martensen, A. C., Pimentel, R. G., & Metzger, J. P. (2008). Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 141(9), 2184–2192. doi:10.1016/j.biocon.2008.06.008

- McDonald, R. I., Kareiva, P., & Forman, R. T. T. (2008). The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 141(6), 1695–1703. doi:10.1016/j.biocon.2008.04.025
- McDonald, R. I., Marcotullio, P. J., & Güneralp, B. (2013). Urbanization and Global Trends in Biodiversity and Ecosystem Services. *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*, 31–52. doi:10.1007/978-94-007-7088-1_3
- Neteler, M., Bowman, M. H., Landa, M., & Metz, M. (2012). GRASS GIS: A multi-purpose open source GIS. *Environmental Modelling & Software*, 31, 124–130. doi:10.1016/j.envsoft.2011.11.014
- ONU. 2019. Perspectivas Mundiais de População 2019. Nova Iorque: Nações Unidas. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/83427-populacao-mundial-deve-chegar-97-bilhoes-de-pessoas-em-2050-diz-relatorio-da-onu>>. Acesso em 23 set. 2020.
- Primo, P.B. & Volker, C.M. 2003. Bacias hidrográficas dos rios São João e das Ostras: águas, terras e conservação ambiental Rio de Janeiro, Consórcio Intermunicipal Lagos São João. Disponível em: < <http://www.oads.org.br/files/109.pdf>>. Acesso em 5 fev. 2021.
- Projeto MapBiomias. (2021). Coleção 3.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 23 abr. 2021.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142(6), 1141–1153. doi:10.1016/j.biocon.2009.02.021
- Ruiz-Miranda, C.R., Pissinatti, A., Kierulff, M.C.M., Oliveira, L.C., Mittermeier, R.A., Valença-Montenegro, M.M., de Oliveira, P. & Jerusalinsky, L. 2021. *Leontopithecus rosalia* (amended version of 2019 assessment).
- Santini, L., González-Suárez, M., Russo, D., Gonzalez-Voyer, A., Hardenberg, A., & Ancillotto, L. (2019). One strategy does not fit all: determinants of urban adaptation in mammals. *Ecology Letters*, 22(2), 365–376. doi:10.1111/ele.13199

Santos, J. S., Leite, C. C. C., Viana, J. C. C., dos Santos, A. R., Fernandes, M. M., de Souza Abreu, V., de Mendonça, A. R. (2018). Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecological Indicators*, 88, 414–424. doi:10.1016/j.ecolind.2018.01.011

Santos, R. F. dos. Planejamento Ambiental: teoria e prática. 1a ed. São Paulo: *Oficina de textos*, 2004

Saura, S., & Rubio, L. (2010). A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*. doi:10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x

Scolozzi, R., & Geneletti, D. (2012). A multi-scale qualitative approach to assess the impact of urbanization on natural habitats and their connectivity. *Environmental Impact Assessment Review*, 36, 9–22. doi:10.1016/j.eiar.2012.03.001

Seto, K. C., Sánchez-Rodríguez, R., & Fragkias, M. (2010). The New Geography of Contemporary Urbanization and the Environment. *Annual Review of Environment and Resources*, 35(1), 167–194. doi:10.1146/annurev-environ-100809-125336

Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, 68(3), 571. doi:10.2307/3544927

Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7–19. doi:10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x

Tucker, M. A., Böhning-Gaese, K., Fagan, W. F., Fryxell, J. M., Van Moorter, B., Alberts, S. C., Avgar, T. (2018). Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science*, 359(6374), 466–469. doi:10.1126/science.aam9712

Van Teeffelen, A. J. A., Opdam, P., Wätzold, F., Hartig, F., Johst, K., Drechsler, M., Quétier, F. (2014). Ecological and economic conditions and associated institutional challenges for conservation banking in dynamic landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 130, 64–72. doi:10.1016/j.landurbplan.2014.06

Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. (1991). Classificação da Vegetação Brasileira, adaptada a um sistema universal. *IBGE*, Rio de Janeiro.

CONCLUSÃO GERAL

Os resultados alcançados neste estudo confirmaram a importância da estrutura da paisagem, assim como a sua influência sobre como espécies animais dispersam e usam o ambiente. Sendo assim, uma paisagem alterada pode interferir diretamente na disposição e movimentação das espécies, potencialmente alterando seu comportamento e sua área de vida.

Também identificamos que as espécies estudadas precisam de uma paisagem com uma cobertura de vegetação preservada, juntamente com uma configuração no qual podemos identificar conectividade entre os fragmentos. Esperamos que nossos resultados incentivem novas pesquisas sobre a conectividade da paisagem em outros contextos de configuração e cobertura florestal a fim de contribuir para um melhor entendimento.

De modo geral, ambos os capítulos deste estudo são eficientes para contribuição nos estudos do campo da conectividade. Esses resultados podem ser utilizados como uma importante ferramenta na gestão e manejo das paisagens para a manutenção e conservação de espécies ameaçadas da Mata Atlântica, especialmente mamíferos arborícolas como o mico-leão-dourado.