

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DE
RECURSOS RENOVÁVEIS

PATRÍCIA BATISTA DA SILVEIRA

**SELEÇÃO DE ÁREAS PARA IMPLANTAÇÃO DE ESTRUTURAS DE
PASSAGEM DE FAUNA ATRAVÉS DA AVALIAÇÃO DA
CONECTIVIDADE FUNCIONAL DA PAISAGEM**

SOROCABA - SP

2022

Patrícia Batista da Silveira

**Seleção de áreas para implantação de estruturas de passagem de fauna
através da avaliação da conectividade funcional da paisagem**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis da Universidade Federal de São Carlos para obtenção do título de Doutora em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis

Orientadora: Prof.^a Dr.^a. Kelly Cristina Tonello

Sorocaba - SP

2022

Silveira, Patrícia Batista da

Seleção de áreas para implantação de estruturas de passagem de fauna através da avaliação da conectividade funcional da paisagem / Patrícia Batista da Silveira -- 2022.
89f.

Tese de Doutorado - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador (a): Kelly Cristina Tonello

Banca Examinadora: Marcela Conceição do Nascimento, Julieta Bramorski, Ademir Fernando Morelli, Luiz Carlos de Faria

Bibliografia

1. Passagens de Fauna. 2. Corredores Ecológicos. 3. Ecologia da Paisagem. I. Silveira, Patrícia Batista da. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências e Tecnologias Para a Sustentabilidade
Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado da candidata Patrícia Batista da Silveira, realizada em 15/09/2022.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Kelly Cristina Tonello (UFSCar)

Profa. Dra. Marcela Conceição do Nascimento (UiT)

Profa. Dra. Julieta Bramorski (UNIFAP)

Prof. Dr. Ademir Fernando Morelli (UNITAU)

Prof. Dr. Luiz Carlos de Faria (UFSCar)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis.

Aos meus pais,
pela longa espera no cumprimento nas palavras daquela menina
que um dia disse que seria doutora.
Amo vocês.

AGRADECIMENTOS

À Deus, que ressuscita sonhos e os tornam realidade. Todo meu amor e gratidão ao autor da minha vida e sustentador da minha jornada. Força, conhecimento e vitórias provêm das Tuas mãos. Obrigada por este título, Senhor!

À minha querida orientadora, Profa. Dra. Kelly Cristina Tonello. Você foi um presente que ganhei ao longo do meu percurso. A caminhada ao seu lado é leve e engrandecedora, Kelly. Foi maravilhoso poder observar de perto o quanto você é produtiva profissionalmente, e ao mesmo tempo, é tão gentil e generosa com seus alunos, colegas e parceiros. Obrigada por me orientar e me ensinar muito mais do que ciência!

Aos meus amados pais, Isaura e Paulo, por toda confiança, apoio e incentivo aos meus objetivos e projetos, mesmo eles muitas vezes parecendo inviáveis. Carrego valores e talentos que vocês me transmitiram. Vocês fizeram uma filha doutora! Amo muito vocês, mãe e pai!!

Ao meu querido irmão André, pelo encorajamento e auxílio imprescindíveis durante este doutorado. Sua sabedoria, palavras e orações me mantiveram firme nos momentos mais difíceis. Obrigada, meu irmão! Te amo!

Ao meu marido Arnoldo, que atravessou comigo dias felizes e dias de angústias. Você vivenciou cada parte deste processo, desde a aprovação na seleção, à nossa mudança de tão longe (quando “pisamos onde não havia chão”), as dificuldades, as pequenas conquistas, as reviravoltas, as ansiedades, as risadas, as lágrimas, as expectativas e a vitória. Você compartilhou uma avalanche de emoções comigo ao longo deste período. Esse doutorado mudou as nossas vidas, em muitas áreas, e nos fez mais fortes e preparados para os novos desafios. Agradeço a Deus por sua vida e companheirismo, meu amor! Muito obrigada!

Aos meus amados tios-pais Fátima e Antônio. Tenho eterna gratidão por tudo o que vocês fizeram por nós ao longo deste período, por todas as orações, e o quanto nos abençoaram. Que o Senhor os recompense de uma forma muito melhor do que nós seríamos capazes. Obrigada, meus tios! Amo vocês!

Aos amigos “de vida”, que foram presentes e atuantes de muitas maneiras: através de momentos e conversas prazerosas, instrutivas ou animadoras, e também pelo compartilhamento de ensinamentos, risadas, sonhos, expectativas, dificuldades e conquistas: Cristiane Paraskevopoulos, Carla Américo, Lizie Lazo, Liana Lima, Marilza Lourenço, Katiane e Cristiane Rocha, Abelice Gonella. Aos meus amigos-irmãos: Eliane e Rubens, Evandra e Anderson, Pr. Alexon e Pra. Sidy. Sou mais feliz porque tenho vocês em minha vida! Obrigada por estarem sempre comigo!

Agradeço também ao Yukihiro Tomoda (Yuki), o japonês de T.I. mais perigoso que já conheci (rs), pela ajuda com os meus primeiros conflitos com os softwares de corredores ecológicos. Leonardo (Jaca), não sou capaz de expressar gratidão suficiente pelo seu auxílio com a equipe de especialistas entrevistados....muitíssimo obrigada! E um agradecimento especial à Dra. Milena Diniz, uma pesquisadora excepcional, que tão generosamente me ajudou com tantos conselhos e sugestões de bibliografias, extremamente importantes para o meu trabalho.

Ao Dr. Milton Ribeiro (prof. Miltinho), agradeço imensamente pelas primeiras instruções e direcionamentos, compartilhados de forma tão atenciosa. O senhor é um dos grandes da ciência deste país! Ao Dr. Alexandre Martensen, obrigada pelo período em que direcionou os meus olhos para o que era importante em minha pesquisa.

Agradeço também aos professores da minha banca de defesa, por suas valiosas contribuições para a minha tese: Dra. Marcela Nascimento, Dra. Julieta Bramorski, Dr. Ademir Morelli e Dr. Luiz Carlos de Faria.

Meus agradecimentos ao meu programa PGPUR, nas pessoas do prof. Dr. Fábio Yamaji e profa. Dra. Franciane de Pádua. E um agradecimento mais do que especial à querida secretária do programa, Luciana Kawamura, que sempre auxiliou e socorreu a todos com total eficiência, prontidão, simpatia e paciência. Não há quem não te admire, Lu...parabéns por tanta excelência em seu trabalho!

Por fim, agradeço à CAPES, pela bolsa de estudos concedida durante este doutorado.

"Porque eu, o Senhor teu Deus, te tomo pela tua mão direita e te digo:

não temas, que eu te ajudo."

Isaías 41:13

(BÍBLIA SAGRADA, 2011)

RESUMO

Na busca por novos habitats em uma paisagem fragmentada, os animais tendem a seguir os caminhos pelas matrizes mais permeáveis, caminhos esses conhecidos por *caminhos de menor custo* (*least-cost path* ou LCP, da sigla em inglês). Algumas abordagens consideram os caminhos de menores custos como os corredores ecológicos de uma paisagem, como este presente estudo. Porém ao longo desses deslocamentos pela paisagem os animais se deparam com barreiras antrópicas lineares que restringem as suas movimentações, como as estradas e ferrovias. As estruturas de passagens de fauna aparecem então nesse contexto como elementos pontuais colocados artificialmente na paisagem, em locais onde existem essas barreiras viárias, para restabelecer ou incrementar o fluxo biológico e a conectividade naquela região. Mas o que se verifica na grande maioria dos casos é a instalação dessas estruturas de passagens de fauna apenas de forma remediativa, somente em alguns locais onde são detectados altos números de atropelamentos de animais silvestres. Este estudo apresenta uma metodologia para a identificação prévia dos locais para instalação de estruturas de passagens de fauna, como parte do planejamento viário sustentável de uma paisagem, através da análise conjunta dos corredores ecológicos dos animais (LCP) e das estruturas viárias de uma região. A área selecionada para este estudo foi uma unidade geopolítica situada na Serra da Mantiqueira, no domínio da Mata Atlântica, no estado de São Paulo, Brasil. Foram identificados 44 pontos na área de estudos que demandam a instalação de estruturas de passagens e/ou de outras medidas de mitigação de acidentes com a fauna. Este estudo também questiona a utilização de altos valores de resistência para as rodovias e ferrovias nos softwares de corredores ecológicos (para os mapeamentos de LCP), e sugere uma abordagem diferenciada na tabulação das resistências dessas estruturas viárias, com o uso de valores mais baixos para essas estruturas, para a identificação dos verdadeiros caminhos de movimentação de fauna em uma paisagem - e conseqüentemente, da localização dos verdadeiros pontos onde serão necessárias as implementações de passagens de fauna.

Palavras-chave: Corredores ecológicos. Passagens. Mamíferos. Atropelamentos. Rodovias. Ferrovias. Fragmentação. Mata Atlântica. Mantiqueira. Graphab.

ABSTRACT

In the search for new habitats in a fragmented landscape, animals tend to follow paths through the most permeable matrices, known as least-cost paths (LCP). Some approaches consider the least-cost paths as the ecological corridors of a landscape, such as this study. However, during their movement through the landscape, animals are faced with linear anthropic barriers that restrict their movements, such as highways and railroads. The wildlife crossings structures then appear in this context as punctual elements artificially installed in the landscape, in places where these road barriers exist, to restore or increase the biological flow and connectivity in that region. But what is verified in the great majority of cases is the installation of these structures of wildlife crossings just as a late remediation, only in some places where high numbers of road kills of wild animals are checked. This study presents a methodology for the prior identification of sites for the installation of structures for wildlife crossings, as part of the sustainable road planning of a landscape, through the joint analysis of the ecological corridors of animals (LCP) and road structures in a region. The area selected for this study was a geopolitical unit located in the Serra da Mantiqueira, in the Atlantic Forest domain, in the State of São Paulo, Brazil. Forty-four points were identified in the study area that demand the installation of wildlife crossings and/or other mitigation measures for fauna accidents. This study also questions the use of high resistance values for highways and railroads in ecological corridor softwares (for the LCP mappings), and suggests a different approach in the tabulation of the resistances of these road structures, with the use of lower values for these structures, for the identification of the true paths of fauna movement in a landscape - and

consequently, the location of the real points where the implementations of wildlife crossings will be needed.

Keywords: Ecological corridors. Wildlife crossings. Mammals. Roadkill. Highways. Railroads. Fragmentation. Atlantic Forest. Mantiqueira. Graphab.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1	FRAGMENTAÇÃO DE HABITATS - FRAGMENTOS - ZONAS DE AMORTECIMENTO.....	4
2.2	CORREDORES ECOLÓGICOS.....	7
2.3	IMPACTOS AMBIENTAIS DA REDE VIÁRIA.....	10
2.4	ESTRUTURAS DE PASSAGENS DE FAUNA.....	12
2.5	AS UGRHIS DO ESTADO DE SÃO PAULO.....	17
2.5.1	A UGRHI Mantiqueira	18
2.6	AS UCs DA UGRHI MANTIQUEIRA.....	19
2.6.1	Parque Estadual de Campos do Jordão (PECJ)	20
2.6.2	Parque Estadual dos Mananciais de Campos do Jordão (PEMCJ)	22
2.6.3	Monumento Natural Estadual da Pedra do Baú (MoNa Pedra do Baú)	23
2.7	TEORIA DOS GRAFOS - CONECTIVIDADE FUNCIONAL - DISPERSÃO DE ESPÉCIES - RESISTÊNCIA DE MATRIZES.....	24
2.7.1	Software Graphab	27
3	MATERIAL E MÉTODOS	28
3.1	SEQUENCIAMENTO DAS ETAPAS.....	28
3.2	ÁREA DE ESTUDO.....	29
3.2.1	A UGRHI Mantiqueira e suas UCs de Proteção Integral	29
3.3	IMAGENS ORBITAIS.....	34
3.3.1	Imagens MapBiomas	35
3.3.2	Processamento das Imagens	35
3.4	AVALIAÇÃO DA PAISAGEM.....	36
3.5	AS ESPÉCIES DE FAUNA SELECIONADAS.....	36
3.6	PERMEABILIDADE DA MATRIZ À MOVIMENTAÇÃO DAS ESPÉCIES..	38
3.7	CORREDORES ECOLÓGICOS E ÍNDICES DE CONECTIVIDADE (GRAPHAB).....	40
3.8	ANÁLISE DOS MAPAS DE CORREDORES X REDE VIÁRIA (CRITÉRIOS)	42

4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	43
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDOS.....	43
4.1.1	Mapeamento do Uso e Cobertura do Solo.....	43
4.1.2	Mapeamento da Rede Viária.....	45
4.2	COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM.....	47
4.3	NÍVEIS DE RESISTÊNCIAS DAS MATRIZES.....	53
4.4	DELINEAMENTO DOS CORREDORES ECOLÓGICOS.....	57
4.5	IDENTIFICAÇÃO DOS LOCAIS PARA INSTALAÇÕES DAS ESTRUTURAS DE PASSAGENS DE FAUNA.....	62
5	CONCLUSÃO.....	71
	REFERÊNCIAS.....	75
	APÊNDICE A - Valores de resistências das matrizes segundo especialistas.....	88
	APÊNDICE B - Coordenadas dos locais para instalação das estruturas de passagens de fauna e/ou outras medidas de proteção.....	89

1 INTRODUÇÃO

Os trópicos abrigam a maioria da biodiversidade na Terra: mais de três quartos de todas as espécies do planeta, incluindo 77% dos mamíferos terrestres e mais de 90% das aves terrestres, situam-se em seus domínios (BARLOW et al., 2018). O desmatamento, o extrativismo predatório, as mudanças climáticas, o aumento de populações nessas zonas, entre outros fatores, exercem forte pressão negativa sobre os ecossistemas tropicais, comprometendo essa imensa biodiversidade.

Em todo o planeta, as áreas florestais têm sido rapidamente convertidas em usos não-florestais do solo, como agricultura, mineração, geração de energia e infraestruturas diversas (CURTIS et al., 2018). Em um estudo global, Hansen et al. (2013) alertaram sobre a perda de 2,3 milhões de quilômetros quadrados em todo o mundo, entre os anos de 2000 a 2012; as regiões tropicais foram as únicas a manter uma tendência, com a perda florestal aumentando em 2101 quilômetros quadrados por ano. Com esse cenário de contínua devastação dos habitats florestais, populações dependentes de florestas estão declinando acentuadamente em todo o mundo (GREEN et al., 2020; WATSON et al., 2016).

Grandes contínuos de florestas nativas se reconfiguraram em unidades fragmentadas e esparsas de habitats, circundadas por áreas hostis em diferentes níveis. Nesses novos ambientes fragmentados, populações remanescentes lutam para sobreviver. O acesso aos habitats vizinhos e seus recursos é um grande desafio para os indivíduos. A palavra-chave que surge então nesse novo contexto, é conectividade (SANTINI; SAURA; RONDININI, 2016; SAURA et al., 2017, 2018).

Quando entendemos que os fragmentos de áreas florestais nativas, que são as fontes remanescentes de biodiversidade, necessitam de proteção (BETTS et al., 2017; NEWBOLD et al., 2016; REZENDE et al., 2018), bem como estarem conectados uns aos outros para possibilitarem a manutenção dos fluxos biológicos entre si (CROUZEILLES; LORINI; GRELE, 2013; SANTINI; SAURA; RONDININI, 2016), levanta-se a questão: como religar esses remanescentes florestais, e restabelecer o fluxo de espécies entre os habitats, em um contexto de paisagens cheias de barreiras, como estradas, cidades, áreas desvegetadas e culturas inóspitas?

A identificação de corredores ecológicos em uma paisagem auxilia nessa resposta, revelando quais áreas precisam ser protegidas, restauradas ou recuperadas para propiciarem a movimentação das espécies entre os fragmentos nativos ou entre áreas protegidas (CROUZEILLES; LORINI; GRELLE, 2013; SANTINI; SAURA; RONDININI, 2016).

Entretanto, o que se verifica na maioria dos projetos voltados para a seleção de áreas para corredores ecológicos no país é que os critérios utilizados até o momento para essa seleção são importantes, porém, insuficientes para restabelecer a conexão entre os habitats; isso porque o foco desses projetos está mais voltado para a seleção de áreas para a conservação, do que para o restabelecimento da conectividade entre os fragmentos florestais, segundo Pereira e Cestaro (2016).

Os corredores ecológicos podem ser criados a partir da avaliação dos caminhos da fauna pela paisagem, trazendo uma percepção mais voltada para o restabelecimento do fluxo entre as espécies (DINIZ et al., 2019; PARKS; MCKELVEY; SCHWARTZ, 2013; WOLFHARD; RAEDIG, 2019). Mas os delineamentos de corredores ecológicos baseados em caminhos de movimentação de animais silvestres são variáveis - uma vez que as espécies apresentam diferentes capacidades de movimentação e de penetração nas matrizes da paisagem (MERENLENDER; KEELEY; HILTY, 2022). Os dados biológicos de cada tipo de organismo refletem em diferentes desenhos de corredores ecológicos, e suscitam com isso, diferentes mapas de conservação para os planejadores ambientais (SAURA, 2019). Assim, o traçado de um corredor ecológico feito a partir de um determinado grupo de aves como organismos bioindicadores pode não ser o mesmo corredor gerado com base em um grupo de mamíferos. Dessa forma, a escolha do grupo a ser utilizado como bioindicador para o estabelecimento dos corredores ecológicos em uma paisagem é o primeiro ponto a ser decidido em um plano de avaliação de conectividade (AVON; BERGÈS, 2016; DINIZ et al., 2019; RIBEIRO et al., 2017).

Porém, a elaboração de um mapa de corredores ecológicos não é a etapa final em um processo de planejamento territorial visando a conservação ou o incremento da conectividade da paisagem. Uma vez que a movimentação de animais silvestres em uma área com trânsito de veículos culmina no aumento do número de atropelamentos e acidentes, a avaliação da rede viária de uma paisagem em estudo

é uma questão crucial nesse tipo de planejamento (ABRA et al., 2021; CERQUEIRA et al., 2021; DNIT, 2022a). Frente à realidade dos acidentes envolvendo animais silvestres, que acrescentam óbitos, danos físicos irreversíveis e prejuízos (tanto para humanos quanto para a fauna), a necessidade de instalação de estruturas ou dispositivos de passagens de vida selvagem é indiscutível (ABRA, 2019; DNIT, 2022a, 2022b; GUIMARAES; SILVA; PERIN, 2018; NATIONAL POST, 2019; SIJTSMA et al., 2020).

As identificações dos pontos críticos da paisagem - que seriam os locais de cruzamentos dos caminhos dos animais silvestres com as vias de trânsito - poderiam ser sinalizados como os locais mais adequados para a instalação de estruturas de passagem de fauna (ALMEIDA; SANTOS, 2020; BORTOLETO, 2019; CERQUEIRA et al., 2021; MIMET; CLAUZEL; FOLTÊTE, 2016). Certamente essa análise necessita passar também por uma série de outras avaliações complementares, como a observação da vegetação e do relevo no entorno desse ponto crítico, a estrutura da via em questão, e o conhecimento dos grupos de fauna que ocorrem localmente. A localização final e definitiva dos pontos para instalação dos dispositivos de passagem de fauna envolve a avaliação conjunta desses fatores, bióticos e abióticos; avaliação essa que ajudaria a definir, inclusive, quais tipos de passagens seriam as mais adequadas em cada local (BENTRUP, 2008; BORTOLETO, 2019; PARKS CANADA, 2021; SOŁOWCZUK, 2020; WUR, 2021).

O grupo biológico selecionado para o delineamento dos corredores ecológicos neste estudo foi o grupo de mamíferos silvestres terrestres de médio e grande porte. Uma vez que as estruturas de passagens de fauna são introduzidas na paisagem para auxiliar a movimentação de animais que se deslocam principalmente sobre o substrato terrestre (mamíferos, répteis e anfíbios), torna-se adequado fazer o mapeamento dessas áreas de acordo com as demandas de deslocamentos dessas espécies (ABRA et al., 2021; BAGER, 2021a; DASOLER, 2020; DORNAS, 2019). Além disso, sabe-se que medidas de conservação aplicadas a espécies consideradas “guarda-chuvas” na comunidade (como vários mamíferos topo de cadeia alimentar), beneficiariam conjuntamente muitas outras espécies, de vários outros grupos taxonômicos coexistentes no ambiente (DINIZ et al., 2017, 2018; MEURANT et al., 2018; WANG et al., 2018).

Buscando a otimização na seleção de locais para a instalação de estruturas de passagens de fauna em projetos rodoviários e ferroviários de uma paisagem, esta pesquisa teve como objetivos:

- 1) identificar os possíveis caminhos da fauna silvestre terrestre em uma unidade territorial (a UGRHI Mantiqueira) e seu entorno;
- 2) indicar os locais que necessitam de estruturas de passagens de fauna ou outras medidas de proteção à fauna, nas principais vias da área de estudo;
- 3) identificar se há pontos críticos de travessia de fauna nas vias existentes entre as Unidades de Conservação da área de estudo.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 FRAGMENTAÇÃO DE HABITATS - FRAGMENTOS - ZONAS DE AMORTECIMENTO

A fragmentação de habitats é uma das maiores ameaçadas para a manutenção das populações de muitas espécies. Quanto menor o fragmento, mais próximo da borda os organismos ficam, em qualquer ponto daquele habitat. Esse fenômeno é chamado de *efeito de borda* (RICKLEFS, 2011). O aumento das áreas de borda dos fragmentos tem consequências indesejadas. Segundo o autor apresenta, nas florestas pluviais tropicais, árvores a 100m da borda de uma região desmatada estão expostas à maior incidência de luz e a ventos mais intensos, e com isso, apresentam perda excessiva de água em suas folhas. Em um estudo realizado na área central da Bacia Amazônica relataram perdas de até 15 toneladas de biomassa de árvores por hectare por ano, segundo Ricklefs. Outra consequência negativa do efeito de borda seria a maior exposição das espécies florestais a parasitas e predadores que vivem em áreas abertas. Os indivíduos dependentes de florestas ficam vulneráveis às pressões das espécies que se aproveitam dessa exposição forçada dos organismos silvestres, já tendo sido documentada uma queda abrupta nas populações de algumas aves florestais em algumas partes do leste da América do Norte (RICKLEFS, 2011).

Segundo Newbold et al. (2016) o uso do solo e a pressões relacionadas já reduziram a biodiversidade terrestre global, e se essa perda não for controlada, ela irá comprometer também o desenvolvimento sustentável a longo prazo. A população de vertebrados florestais diminuiu em 53% entre 1970 e 2014, de acordo com Green et al. (2020). Os pesquisadores alertam para o fato de que o status da biodiversidade florestal é importante não apenas para a conservação das espécies em si, mas também porque a perda de espécies pode gerar consequências para toda a saúde da floresta e para o armazenamento de carbono (GREEN et al., 2020).

Conforme Betts (2017), mesmo desmatamentos mínimos têm severas implicações sobre as populações de vertebrados. O desmatamento não apenas aumenta as chances de uma espécie ser considerada ameaçada de extinção, quanto eleva os graus de categorias de ameaça daquelas que já estão classificadas em algum nível. A International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) alerta que a biodiversidade mundial está diminuindo: atualmente existem mais de 41.000 espécies listadas como ameaçadas de extinção, e este número não para de crescer a cada relatório (IUCN, 2022).

A maioria dos fragmentos florestais remanescentes do planeta está fracionada em pequenas manchas, com uma média global de 13 a 17 hectares de área (TAUBERT et al., 2018). Entretanto, vários estudos têm demonstrado a importância que mesmo esses pequenos fragmentos desempenham na paisagem, sejam eles como fontes de biodiversidade (habitats), sejam eles como elementos conectores entre fragmentos florestais maiores (sendo assim também conhecidos como *stepping stones*) - (DAKWA; OPOKU; TOKU, 2020; DINIZ et al., 2021; FAHRIG, 2020a; RIVA; FAHRIG, 2022a; SAURA; BODIN; FORTIN, 2014).

Diante da realidade da fragmentação dos habitats florestais, e a necessidade de gerenciamento ambiental desses cenários alterados, pesquisadores têm se dividido quanto à melhor estratégia para a conservação da biodiversidade em uma paisagem: a conservação de poucas e grandes manchas florestais, ou a conservação de vários pequenos fragmentos florestais (comparando-se uma mesma área total para ambos os casos). Esse debate é conhecido como SLOSS - Single Large Or Several Small [fragmentos florestais] - (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2020; DAKWA; OPOKU; TOKU, 2020; FAHRIG, 2020a; FAHRIG et al., 2022; RIVA; FAHRIG, 2022a, 2022b,

2022c; TIANG et al., 2021). Embora o conceito clássico seja de que poucos fragmentais florestais grandes seriam capazes de manter mais espécies do que vários fragmentos florestais pequenos (considerando-se uma mesma área), ou seja, $SL > SS$, Fahrig e outros pesquisadores (2020a; 2022; 2022a) têm rebatido que essa premissa está incorreta, e que em seus estudos eles têm encontrado resultados contrários ($SS > SL$). Este debate não se encerrou, e ainda não há um consenso definido entre os pesquisadores sobre essa questão.

Assim, os tamanhos dos fragmentos selecionados para as análises em estudos de conectividade de paisagens variam. Alguns estudos levantados neste presente trabalho consideraram como áreas mínimas de habitat, fragmentos florestais de 70ha (SANTOS, 2014); outros consideraram fragmentos de 50ha (BORTOLETO, 2019); outros, de 10ha (AVON; BERGÈS, 2016); de 3ha (CROUZEILLES et al., 2014); e de 2ha (RIBEIRO, 2019).

Outro conceito comumente adicionado em planejamentos e decisões envolvendo fragmentos de habitats, é o conceito de zona de amortecimento (também chamado de *buffer* ou zona tampão). Essa área adicional acrescentada ao redor do perímetro de uma determinada região que se deseja conservar é preconizada tanto em Planos de Manejo de Unidades de Conservação (BRASIL, 2000, 2002; SÃO PAULO, 2014, 2020), quanto em áreas com importância ambiental ou ecológica relevantes (BENTRUP, 2008; BORTOLETO, 2019; LOUZADA, 2010; STARZYNSKI et al., 2018).

A finalidade de uma zona de amortecimento seria a minimização dos impactos negativos sobre uma área protegida (BRASIL, 2000). Segundo Bentrup (2008), as principais funções de uma área *buffer* (zona de amortecimento) são:

- aumento da área de habitats das espécies;
- proteção dos habitats sensíveis;
- restabelecimento da conectividade;
- aumento de acesso a recursos;
- sombreamento em cursos d'água para manutenção da temperatura.

2.2 CORREDORES ECOLÓGICOS

Os corredores ecológicos são áreas ou regiões naturais delimitadas na paisagem, onde se entende que há (ou deveria existir) fluxo ou movimentação de espécies animais ou vegetais. Eles são vistos como estratégias mitigadoras dos efeitos da fragmentação da paisagem, permitindo o aumento de conectividade entre fragmentos isolados, e o aumento do fluxo genético entre populações; aumentando assim as chances de sobrevivência em longo prazo das comunidades biológicas. Essas regiões de corredores devem ser protegidas, e nas mesmas podem ser necessárias intervenções para fins de restauração e/ou recuperação de sua vegetação natural (SÃO PAULO, 2020).

De acordo com o ICMBio (2021) os corredores ecológicos são instrumentos de gestão territorial, instituídos com o objetivo de permitir a dispersão das espécies, a recolonização de áreas degradadas, o fluxo gênico, a manutenção dos processos ecológicos entre as áreas de conexão, e o incremento de território necessário às espécies que necessitam mais do que a área de uma unidade de conservação pode fornecer.

Conceitualmente, conforme apresentado pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (BRASIL, 2000), os corredores ecológicos são

porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando unidades de conservação, que possibilitam entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das unidades individuais. (BRASIL, 2000, p. 9)

A resolução nº 9 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de 1996 foi a primeira a estabelecer parâmetros e procedimentos a respeito dos corredores ecológicos, trazendo informações norteadoras para as instituições e ONGs voltadas à proteção e recuperação ambiental, aos empreendimentos e atividades ambientais passíveis de licenciamentos ambientais, e aos órgãos de certificação e fiscalização do meio ambiente. Essa resolução identifica e determina alguns conceitos e procedimentos básicos na gestão dos corredores (SÃO PAULO, 2020), a saber:

a) os corredores devem ser capazes de propiciar habitats ou serem capazes de servir com área de trânsito para a fauna. Esses corredores podem ser as matas ciliares (em toda a sua extensão), ou faixas de cobertura vegetal capazes de interligar remanescentes de vegetação primária em estágio médio e avançado de regeneração; em especial, as unidades de conservação e as áreas de preservação permanente;

b) nas áreas determinadas como corredores, onde sejam necessárias recomposições florísticas, estas deverão ser feitas com espécies nativas regionais;

c) a largura dos corredores deve ser fixada previamente em 10% (dez por cento) do seu comprimento total, sendo que a largura mínima deve ser de 100m. No caso do corredor se localizar nas faixas marginais, a largura mínima estabelecida deverá ser feita em ambas as margens do curso d'água.

O Estado de São Paulo definiu de forma mais detalhada procedimentos, critérios técnicos e diretrizes para o estabelecimento dos corredores ecológicos, através da Resolução SIMA nº 17/2020 (SÃO PAULO, 2020). Entre várias definições e procedimentos indicados, verificam-se no artigo 7º as seguintes recomendações:

a) a supressão de vegetação natural (quando autorizada em alguma atividade), não deve interromper a conectividade;

b) a compensação pela supressão de vegetação natural e a recomposição devem ser incentivadas nos corredores ecológicos;

c) as atividades produtivas devem adotar as melhores técnicas e tecnologias, a fim de evitar a disseminação de poluentes ou contaminantes de quaisquer tipos nos corredores ecológicos;

d) os corredores ecológicos serão áreas prioritárias para projetos de pagamentos por serviços ambientais, certificações, entre outros;

e) quando na emissão, renovação e regularização das licenças ambientais de obras, atividades e empreendimentos, novos ou pré-existentes, devem ser adotadas medidas e programas para mitigação de impactos na conectividade.

Os mosaicos já seriam um outro instrumento de gerenciamento territorial mais amplo, que se apoia em uma gestão integrada e participativa entre unidades de conservação próximas, sobrepostas ou justapostas (ICMBIO, 2021). Os mosaicos

seriam um conjunto de Unidades de Conservação geograficamente próximas ou em uma mesma região. Segundo o ICMBio (2021), os mosaicos têm por objetivo ampliar as ações de conservação para além dos limites das UCs, buscando a participação, a integração, e o envolvimento das partes interessadas na gestão das áreas. O Decreto federal nº 4.340 de 2002 estabelece que os corredores ecológicos integram os mosaicos, para fins de gestão (BRASIL, 2002). Os mosaicos também são reconhecidos oficialmente pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2010), e atualmente, há 14 mosaicos identificados no Brasil (ICMBIO, 2021). Segundo o decreto 4.340/2002, na ausência de um mosaico, o corredor ecológico que interliga unidades de conservação deverá obter o mesmo tratamento que a zona de amortecimento da UC (BRASIL, 2002).

Funcionalmente, os corredores ecológicos são considerados estratégias de expansão das ações de conservação, e diversos trabalhos têm abordado esse tema (CASTILLO et al., 2020; SANTINI; SAURA; RONDININI, 2016; SAURA et al., 2017). Uma vez que a fragmentação de habitats é uma realidade em todos os biomas nacionais e internacionais, a estratégia mais viável para subsistência das espécies é a identificação, proteção e recuperação de possíveis caminhos que favoreçam o restabelecimento do fluxo genético entre as populações (SANTINI; SAURA; RONDININI, 2016; SANTOS et al., 2018; WOLFHARD; RAEDIG, 2019).

Através dos corredores, são definidas e priorizadas áreas de preservação, de conservação, de restauração e de recuperação ambientais (ALMEIDA; SANTOS, 2020; BORTOLETO, 2019; BORTOLETO et al., 2016; LOUZADA, 2010; PEREIRA; CESTARO, 2016; TAMBOSI; SILVA; RODRIGUES, 2012), visando o aumento de conectividade entre áreas nativas (TAMBOSI; SILVA; RODRIGUES, 2012; TAMBOSI et al., 2013, 2014), entre áreas protegidas (CROUZEILLES; LORINI; GRELE, 2013; SANTINI; SAURA; RONDININI, 2016; SAURA et al., 2017), bem como são identificados os locais que necessitam de medidas mitigadoras dos impactos antrópicos negativos sobre a biodiversidade (ABRA, 2019; ALMEIDA; SANTOS, 2020; CERUTTI; SILVA; BONETTE, 2019; MIMET; CLAUZEL; FOLTÊTE, 2016).

Diversos trabalhos têm se preocupado com a efetividade dos corredores ecológicos. Desde a escolha dos locais ideais (GUIMARAES; SILVA; PERIN, 2018; LOUZADA, 2010; MIMET; CLAUZEL; FOLTÊTE, 2016; PEREIRA; CESTARO, 2016),

à decisão dos níveis de proteção a serem estabelecidos em cada conjunto de fragmentos ou paisagem (CROUZEILLES; LORINI; GRELLE, 2013; TAMBOSI; SILVA; RODRIGUES, 2012), à presença da rede viária e os atropelamentos da fauna, tanto em rodovias (ABRA et al., 2021; ASSIS; GIACOMINI; RIBEIRO, 2019; BARNES; BEAZLEY; WALKER, 2020; CERQUEIRA et al., 2021; GUIMARAES; SILVA; PERIN, 2018; MIMET; CLAUZEL; FOLTÊTE, 2016; TEIXEIRA; RYTWINSKI; FAHRIG, 2020) quanto em ferrovias (DASOLER, 2020; DORNAS, 2019; FAUNA NEWS, 2021a, 2021b; MARQUES, 2022c), como à largura e o design dos corredores (BENTRUP, 2008; BORTOLETO, 2019; FORD et al., 2020). As escolhas das áreas para a implantação de corredores é uma decisão complexa, que passa por questões ecológicas, econômicas e políticas, e que necessita do envolvimento das populações humanas envolvidas para apresentar resultados mais eficientes (CHARRY et al., 2022; LOUZADA, 2010; WOLFHARD; RAEDIG, 2019).

2.3 IMPACTOS AMBIENTAIS DA REDE VIÁRIA

Quando os caminhos de movimentação da fauna silvestre cruzam com as vias de trânsito humano (estradas, rodovias, ferrovias e mesmo hidrovias), surgem os conflitos. Estes conflitos refletem-se em impactos nas vidas humanas (em termos de acidentes, sobrevivência, danos físicos e econômicos, tanto em níveis menores, quanto mais abrangentes, em escalas temporárias ou definitivas); quanto impactos diretos sobre a fauna silvestre, que tem suas populações diminuídas e suas perpetuações no ambiente comprometidas (ABRA et al., 2021; ENVIRONBIT, 2022; GUIMARAES; SILVA; PERIN, 2018; MIMET; CLAUZEL; FOLTÊTE, 2016).

Segundo dados divulgados pelo “Sistema Urubu”, cerca de 475 milhões de animais silvestres (entre animais de pequeno, médio e grande porte) morrem todos os anos nas estradas brasileiras, vítimas de atropelamentos (ENVIRONBIT, 2022). No estado de São Paulo, segundo dados apresentados por Abra et al. (2021), uma média estimada de 39.605 mamíferos de médio e grande porte morrem atropelados anualmente nas estradas do estado de São Paulo.

Em um projeto chamado “Bandeiras e Rodovias”, desenvolvido pelo Instituto de Conservação de Animais Silvestres (ICAS), durante o período de 2017 e 2020 foram monitorados atropelamentos nas estradas do estado de Mato Grosso do Sul. Foi levantado neste período o alarmante número de 12.400 carcaças de animais selvagens, sendo 761 só de tamanduás-bandeiras (*Myrmecophaga tridactyla*). Outro programa de pesquisa chamado Iniciativa Nacional para a Conservação da Anta Brasileira (INCAB), do Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ), documentou que de março de 2013 até março de 2020 foram registradas 613 carcaças de antas-brasileiras (*Tapirus terrestris*) atropeladas nas rodovias deste mesmo estado (MARQUES, 2022a). Segundo o pesquisador responsável e presidente do ICAS, os números registrados de atropelamentos são subestimados, pois muitos animais são atropelados, mas conseguem sair da rodovia, e morrem no meio do mato. Esses indivíduos não são localizados pelas equipes de monitoramento, e nem contabilizados nas campanhas, conforme Marques (2022a).

No tocante à vida silvestre, a interrupção da movimentação, o impedimento da busca de recursos, de reprodução, as perturbações, os atropelamentos e as mortes de indivíduos - o chamado “efeito barreira” - têm consequências por vezes irreversíveis para uma população (MARQUES, 2022b). Diante da presença de uma via, alguns animais recrearão atravessá-la; outros indivíduos porém, o farão, perdendo muitas vezes as suas vidas nesses cruzamentos (ASSIS; GIACOMINI; RIBEIRO, 2019; CERQUEIRA et al., 2021; GRILO et al., 2018; GUIMARAES; SILVA; PERIN, 2018). As pressões biológicas, como a necessidade alcançar recursos alimentares, parceiros reprodutivos, a fuga de predadores, a disputa por territórios entre indivíduos, a fuga de fenômenos naturais (como o fogo ou enchentes), ou causados pelo homem (como a caça, afugentamentos, perturbações sonoras, luminosas ou químicas), muitas vezes impelem os animais para uma travessia (ABRA, 2019; BAGER, 2021a; DINIZ, 2019; MARQUES, 2022b).

Ocorre que nas populações silvestres, já diminuídas pela redução de seus habitats, pela caça e pelo compartilhamento de doenças provenientes de animais domesticados (que muitas vezes coabitam suas áreas), o isolamento entre pequenos grupos de indivíduos ocasiona a endogamia, que leva à diminuição da variabilidade genética, à diminuição da adaptabilidade da população, à diminuição da população, e culmina na extinção local da espécie (IUCN, 2022). Alguns animais têm uma taxa de

reprodução muito baixa (nascem poucos indivíduos, ou o tempo para alcançarem a maturidade reprodutiva é mais longo), como os grandes felinos, por exemplo (REIS et al., 2010). Essas espécies são ainda mais susceptíveis aos efeitos deletérios causados pela eliminação de indivíduos em suas populações.

Segundo um estudo realizado com cinco espécies de felídeos brasileiros, a associação entre corredores de fauna e o número de atropelamentos não pôde ser confirmada. Entretanto, os pesquisadores destacaram que uma explicação possível para a não correlação entre esses eventos seria a diferença comportamental entre os indivíduos avaliados (atropelados), que varia sensivelmente especialmente em períodos reprodutivos. Os autores sugerem que para efeito de priorização de segmentos de estradas para mitigação, ambos os métodos devem ser utilizados conjuntamente (CERQUEIRA, 2020; CERQUEIRA et al., 2021).

2.4 ESTRUTURAS DE PASSAGENS DE FAUNA

As estruturas de passagens de fauna também são chamadas de travessias de vida selvagem (wildlife crossing), passagens de vida selvagem (wildlife passages), pontes de vida selvagem (wildlife bridges), wildlife overpasses e underpasses (passagens elevadas e passagens subterrâneas de vida selvagem, respectivamente), pontes verdes ou viadutos vegetados (green bridges), pontes para animais (animal bridges) ou ecodutos (ecoducts), entre outros nomes (BENTRUP, 2008; PARKS AUSTRALIA, 2021; PARKS CANADA, 2021; WUR, 2021).

As estruturas de passagem de fauna seriam dispositivos construídos pelo homem em áreas onde há barreiras, em especial, as vias de trânsito humano (estradas, rodovias e ferrovias), que permitem aos animais silvestres fazerem travessias seguras nesses locais; essas estruturas atuam como medidas mitigadoras da interrupção da movimentação dos animais pela paisagem, e dos impactos de atropelamentos da fauna silvestre - (ABRA, 2012; ABRA et al., 2021; BENTRUP, 2008; MIMET; CLAUZEL; FOLTÊTE, 2016; SOŁOWCZUK, 2020). Esses dispositivos de passagens de fauna podem ser aéreos, como pontes, viadutos e estruturas de

passagens, como podem ser abaixo do nível do solo, como túneis ou passagens subterrâneas (bueiros).

Estruturas anexas, utilizadas de forma associada para a condução dos animais até as estruturas de passagens propriamente ditas, são bastante necessárias para se alcançar bons resultados. Essas estruturas complementares seriam as cercas, que colocadas nas margens das rodovias e ferrovias nos pontos onde se deseja evitar a passagem dos animais, impediriam o acesso dos mesmos às vias de trânsito, e os conduziriam para os locais específicos designados para a passagem, ou seja, para as estruturas construídas (BAGER, 2021a; FAHRIG, 2020b; PARKS AUSTRALIA, 2021; PARKS CANADA, 2021). Viadutos ou outros tipos de passagem de fauna sem as cercas acessórias, não reduzem a mortalidade dos animais, ou reduzem muito pouco (ECOIA, 2020). A cobertura vegetal das estruturas de passagens também é fortemente recomendada, uma vez que muitos animais evitam pisar em substratos diferentes da vegetação natural (CERUTTI; SILVA; BONETTE, 2019; DENNEBOOM; BARMASSADA; SHWARTZ, 2021).

Em alguns países as passagens de fauna já são construídas há décadas (ECOIA, 2020). As passagens elevadas de fauna mais conhecidas são as do Banff National Park, em Alberta, no Canadá. Este parque é atravessado em 82km pela rodovia Trans Canada, e possui seis passagens superiores para animais selvagens e 38 passagens subterrâneas, auxiliadas por cercas de arame reforçado condutoras de 2,4m de altura. A instalação das passagens de fauna no parque reduziu em 80% a mortalidade da vida selvagem por atropelamentos, e particularmente para os cervos e outros ungulados, houve uma redução de 96% (de atropelamentos). Estes resultados trouxeram uma grande proteção não apenas à vida silvestre da região, mas à todos os motoristas que trafegam diariamente pela rodovia Trans Canada (NATIONAL POST, 2019). Em diversos países do mundo a implantação de passagens de fauna trouxe comprovada redução no índice de mortalidade de animais nas estradas (ABC DO ABC, 2020; INDIA INFRA HUB, 2020; PARKS CANADA, 2021; SIJTSMA et al., 2020).

Na Europa, um grande projeto foi desenvolvido com o intuito de geração de conhecimento para a prevenção de colisões entre animais selvagens e veículos, através do planejamento e construção de estruturas de passagens de fauna eficientes

(SAFEROAD, 2021). Holanda, Alemanha, França, Estados Unidos, Austrália, entre outros países, se destacam no uso de estruturas de passagem para a vida selvagem. A Holanda possui atualmente cerca de 30 viadutos elevados de fauna, e está em construção de outros 20 (WUR, 2021). Na Austrália, uma estrutura elevada sobre a estrada para a passagem de caranguejos em migração, é um símbolo de um dos parques locais, sendo conhecida como “crab bridge” (PARKS AUSTRALIA, 2021).

Na Índia, uma obra de engenharia de grande porte foi a construção não de uma passagem elevada de fauna, mas sim de uma estrada inteira elevada, em uma rodovia nacional. A rodovia NH-44, ao longo de 37km, no trecho em que ela cruza a Reserva de Tigres de Pench (entre dois famosos parques de vida selvagem) possui cinco grandes passagens subterrâneas e quatro passagens subterrâneas menores, abaixo do leito da rodovia. Esse grande esforço indiano apresentou resultados positivos e inspiradores, pois já foi comprovado, e é monitorado, o uso frequente dessas passagens subterrâneas por várias espécies selvagens da região, inclusive pelos tigres (INDIA INFRA HUB, 2020; THE BETTER INDIA, 2019).

O Brasil iniciou a construção das suas primeiras passagens de fauna através de algumas empresas privadas em seus empreendimentos, e através de concessionárias de rodovias (CICLO VIVO, 2021; ECOA, 2020). As duas primeiras passagens elevadas de fauna construídas no país foram instaladas sobre uma ferrovia que corta a Floresta Nacional de Carajás, no norte do país, como parte das exigências ambientais para a obtenção da licença de instalação de uma mineradora (BAGER, 2021b; ECOA, 2020; O ECO, 2017).

Existem ainda poucas estruturas de passagem superiores ou elevadas no Brasil, existindo apenas outras duas finalizadas até o momento. No estado de São Paulo, no município de Paraibuna, na rodovia dos Tamoios, na região da Serra do Mar paulista, em junho de 2018 foi finalizada a construção de uma passagem elevada para a fauna, juntamente com as cercas direcionadoras para guiar os animais para essa passagem. Também foram feitos plantios de árvores nativas frutíferas de pequeno porte sobre essa estrutura, para a atração da fauna (CICLO VIVO, 2021). A conclusão das obras de arborização foi anunciada em junho de 2021. Esse dispositivo de passagem vegetado foi construído como uma das medidas de mitigação e compensação dos impactos gerados por conta das obras de duplicação do trecho na

serra. Segundo o Desenvolvimento Rodoviário S/A do estado de São Paulo (DERSA), essa passagem de fauna custou R\$ 2,4 milhões (ECOFA, 2020; UM SÓ PLANETA, 2021).

Outra passagem elevada de fauna foi construída no interior do estado do Rio de Janeiro, no município de Silva Jardim, na BR-101, sendo o primeiro viaduto de fauna construído em uma rodovia federal do país. Essa passagem também foi feita como parte das exigências para a duplicação da rodovia (AGÊNCIA BRASIL, 2020). Sua instalação foi planejada principalmente para mitigar os impactos do isolamento genético das populações de micos-leões-dourados (*Leontopithecus rosalia*), um primata endêmico da Mata Atlântica e ameaçado de extinção, ocorrente na região. A intenção da construção desta passagem é a reconexão da Reserva Biológica de Poços das Antas com fragmentos da Mata Atlântica do interior do estado, permitindo assim o contato entre populações isoladas desses animais (G1, 2020). Essa obra foi iniciada em 2018, e foi inaugurada em julho de 2020. De acordo com registros feitos através de câmeras traps instaladas, a fauna silvestre local já começou a fazer uso da estrutura, tendo sido registradas as primeiras passagens de cachorros-do-mato (*Cerdocyon thous*) sobre a ponte em 2021 (G1, 2021). Segundo a concessionária que administra a rodovia, essa obra teve um orçamento de R\$ 9 milhões (G1, 2020).

Por outro lado, várias passagens inferiores de fauna já foram construídas no Brasil - à força de condicionantes de licenças ambientais - mas infelizmente, em muitos casos, esses dispositivos não obtiveram o sucesso esperado (BAGER, 2021b, 2021a). Um caso noticiado de uma estrutura elevada de passagem de fauna, instalada em uma Estrada-Parque na Serra da Mantiqueira (a Estrada-Parque de Visconde de Mauá), embora esteja localizada em um área de grande presença e movimentação de fauna silvestre, devido à falhas de planejamento na sua instalação, não alcançaram êxito em seu funcionamento (PORTEIRA DO MATO - UM PORTAL DA MANTIQUEIRA, 2016).

Entretanto, há registros positivos no país quanto à eficiência dos dispositivos de passagem de fauna instalados. No Estado de São Paulo, segundo dados da Agência de Transporte do Estado de São Paulo (ARTESP), o índice de atropelamentos de fauna silvestre entre os anos de 2017 e 2020 sofreu uma redução de até 5%. Tal queda no número de acidentes se deve à instalação de mais de 300

passagens de fauna (aéreas e subterrâneas) associadas a cercas direcionadoras, adequação de pontes e placas de sinalização e implantação de redutores de velocidade ao longo das rodovias paulistas (ABC DO ABC, 2020).

A determinação dos locais corretos para a instalação das estruturas de passagem de fauna, através de estudos, avaliações e levantamentos de dados cientificamente embasados, bem como a construção das estruturas anexas necessárias, são determinantes para o sucesso dos esforços e empenhos orçamentários, de acordo com Denneboom; Bar-Massada e Shwartz (2021). A construção dessas estruturas de forma mal planejada incorre em desperdício de recursos e insucesso no alcance dos objetivos pretendidos.

Uma revisão da eficácia das estruturas de passagens de fauna feita por esses autores apresentou que existe muita falta de informações a respeito do uso das passagens de fauna após as suas instalações. Mas nos estudos verificados, foi constatado que as passagens do tipo viadutos são as mais utilizadas por grandes mamíferos. Além disso, as estruturas de passagens feitas com formas mais arredondadas, e as estruturas construídas ou recobertas com materiais naturais, são mais utilizadas pelos animais. Por fim, os pesquisadores também registraram que as passagens construídas para uso exclusivo da fauna são mais eficientes (mais utilizadas) do que as que servem tanto para fauna quanto para o homem (DENNEBOOM; BAR-MASSADA; SHWARTZ, 2021).

O Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT), órgão brasileiro vinculado ao Ministério da Infraestrutura, apresentou uma série de diretrizes para o uso das faixas de domínio das rodovias federais do país (BRASIL, 2020). As faixas de domínio, segundo essa resolução, seriam a “base física sobre a qual se assenta uma rodovia, constituída pelas pistas de rolamento, canteiros, obras-de-arte, acostamentos, sinalização e faixa lateral de segurança” (BRASIL, 2020, p. 1). A atenção às restrições, normas e procedimentos apresentados neste instrumento é necessária frente à execução de uma obra de passagem de fauna, uma vez que tal construção se dá nas margens, abaixo e/ou acima dessas faixas de domínio das rodovias.

Projetos de lei tramitam no governo federal do Brasil e no governo estadual de São Paulo, instituindo a obrigatoriedade da adoção de medidas e procedimentos nas

rodovias e a instalação de dispositivos de passagens de fauna, que visem reduzir o impacto negativo do tráfego rodoviário e ferroviário sobre a vida silvestre do país (BRASIL, 2015; SÃO PAULO, 2019). Segundo o DNIT, muitas dessas ações já estão acontecendo, e cerca de 1.400 estruturas de passagens de fauna já foram instaladas sob as pistas (chamadas de “galerias” ou “bueiros”), bem como estruturas aéreas (por cima das vias de transporte) em todo o país. Segundo noticiado pelo órgão, essas passagens já estão sendo inclusive monitoradas por armadilhas fotográficas (DNIT, 2022a, 2022b).

2.5 AS UGRHIS DO ESTADO DE SÃO PAULO

A Política Estadual de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo foi estabelecida com o objetivo de assegurar que a água, recurso natural imprescindível à vida, ao desenvolvimento econômico e ao bem-estar da sociedade, possa ser controlada e utilizada em padrões de qualidade satisfatórios por seus usuários atuais e pelas gerações futuras, em todo o território do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 1991). O Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH) disposto pela lei estadual paulista 16.337 de 14 de dezembro de 2016 estabeleceu diretrizes para o gerenciamento, a recuperação e a proteção da qualidade dos recursos hídricos estaduais, bem como para a promoção e incentivo ao uso racional das águas do Estado (SÃO PAULO, 2016).

Com o objetivo de facilitar o alcance dos alvos estabelecidos pelo Plano Estadual de Recursos Hídricos, o Estado de São Paulo foi dividido em 22 unidades hidrográficas, denominadas Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHIs), cada uma gerida pelo seu respectivo Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH) - (SÃO PAULO, 1994). As divisões e subdivisões hidrográficas das UGRHIs consideraram, além dos dados físicos naturais, também fatores políticos, econômicos e sociais, dentre outros aspectos, para a definição dos respectivos municípios de cada unidade (SÃO PAULO, 2016).

De acordo com a Lei 16.337/2016 uma lista hierarquizada sobre os usos dos recursos hídricos foi estabelecida. Foi determinado que o primeiro e o segundo item

dessa lista de usos devem continuar sendo prioritários, mesmo diante da apresentação dos Planos das Bacias Hidrográficas de cada unidade (Seção II, artigo 12). Esses dois itens prioritários são: o consumo humano e a dessedentação de animais (item 1); e o abastecimento de água à população (item 2) - São Paulo (2016). Dessa forma, pode-se verificar que o direito dos animais (silvestres ou domesticados) ao acesso aos recursos hídricos para sua sobrevivência é, a despeito de vários outros critérios ou considerações, um direito amparado por lei.

2.5.1 A UGRHI Mantiqueira

A área selecionada para este estudo é a UGRHI Mantiqueira, ou UGRHI 1. Ela compreende a totalidade dos municípios de Campos do Jordão, Santo Antônio do Pinhal e São Bento do Sapucaí. É a menor das UGRHIs paulistas em área territorial, com 674,6km² (ou 67.460ha), e está localizada na divisa do estado de São Paulo e Minas Gerais, no domínio da Serra da Mantiqueira (CBH-SM, 2022; SÃO PAULO, 2016). Mantiqueira, na língua tupi, significa “lugar que nascem as águas”, “montanha que chora”, “gota de chuva”, entre outras acepções (SIGRH, 2022).

De acordo com São Paulo (2016) a vegetação remanescente da UGRHI 1 ocupa aproximadamente 48% da área, sendo que a categoria de maior ocorrência é a Floresta Ombrófila Mista. Os principais rios e reservatórios desta bacia são os rios Sapucaí-Mirim, da Prata, Sapucaí-Guaçu e Capivari; e os ribeirões do Inocência, da Cachoeira, do Lajeado, dos Melos, do Paiol Velho, do Paiol Grande, dos Bernardos, da Abernécia, do Imbiri, das Perdizes, do Fojo e dos Marmelos. Os mananciais de grande porte e de interesse regional são a Nascente do Rio da Prata e o Ribeirão do Lajeado.

A UGRHI 1 possui uma população de 65.761 habitantes, sendo 87,9% em área urbana e 12,1% em área rural (dados de 2014) – anexo III da Lei 16.337/2016. As principais atividades econômicas da UGRHI Mantiqueira são as atividades do setor terciário, onde predominam as atividades de comércio, turismo e lazer, com destaque para o setor da hotelaria e da gastronomia (SÃO PAULO, 2016).

A região da UGRHI é cortada por rodovias pavimentadas e estradas não pavimentadas. Destacam-se as rodovias BR-383 (que liga os estados de São Paulo e Minas Gerais), a SP-050, SP-046, SP-042 e a MG-173, entre outras (IBGE, 2022).

Uma única ferrovia cruza a área da UGRHI, a Estrada de Ferro Campos do Jordão (EFCJ). Essa estrada de ferro liga os municípios de Pindamonhangaba e Campos do Jordão (ambos no estado de São Paulo), em um trajeto de 47km de extensão. Ao sair do Vale do Paraíba (em Pindamonhangaba) e subir a Serra da Mantiqueira (em direção à Campos do Jordão), ela passa pelo “Alto do Lajeado”, que é o ponto ferroviário mais alto do Brasil, a 1.743m acima do nível do mar. A EFCJ é uma via férrea histórica, inaugurada em 15 de novembro de 1914, com o objetivo de transporte de pacientes até a estância climática de Campos do Jordão, para o tratamento de doenças pulmonares. Os primeiros trens que trafegaram pela EFCJ eram a vapor, que foram substituídos por trens a gasolina em 1916 e, finalmente, pelos trens elétricos, em 1924, que permanecem até hoje. Atualmente essa estrada de ferro é utilizada para fins turísticos (na linha Pindamonhangaba - Campos do Jordão), e como trem de subúrbio para os moradores da região, entre os municípios de Pindamonhangaba e Piracuama (SÃO PAULO, 2007, 2021a).

A escolha de uma das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos como área para este estudo foi feita por alguns motivos: além da relevância ecológica da região, da rica biodiversidade de fauna e flora, da presença de Unidades de Conservação tanto dentro da UGRHI quanto próximas, a escolha também foi feita pela expectativa de concretização das sugestões advindas deste estudo. Diante da existência de uma organização política atuante nas questões de seu território, o Comitê das Bacias Hidrográficas da Serra da Mantiqueira (CBH-SM, 2022; SIGAM, 2022), acredita-se que os resultados advindos deste estudo possam ser aplicados e convertidos em ações práticas, com o auxílio da mediação deste Comitê.

2.6 AS UCs DA UGRHI MANTIQUEIRA

A UGRHI Mantiqueira (ou UGRHI 1) possui em sua área cinco Unidades de Conservação (UCs), sendo três de Proteção Integral e duas de Uso Sustentável (BRASIL, 2000; SIGAM, 2022).

As três UCs de Proteção Integral estão integralmente localizadas dentro da área da UGRHI Mantiqueira. São elas:

- o Parque Estadual de Campos do Jordão (PECJ);
- o Parque Estadual dos Mananciais de Campos do Jordão (PEMCJ);
- o Monumento Natural Estadual da Pedra do Baú (MoNa Pedra do Baú).

Dois outras UCs de Uso Sustentável, também estão presentes na área da UGRHI:

- a Área de Proteção Ambiental Campos do Jordão (APA Campos do Jordão);
- a Área de Proteção Ambiental Sapucaí-Mirim (APA Sapucaí-Mirim).

Todas as UCs presentes na UGRHI Mantiqueira são geridas pela Fundação para Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo (Fundação Florestal) - (MMA, 2021a). Dessas UCs citadas, apenas duas possuem Plano de Manejo: o Parque Estadual de Campos do Jordão, e o Parque Estadual dos Mananciais de Campos do Jordão (SÃO PAULO, 2021b, 2021c).

As três Unidades de Conservação de Proteção Integral da UGRHI Mantiqueira (o PECJ, o PEMCJ e a MoNa Pedra do Baú) são as áreas alvo deste estudo, entre as quais serão feitas as avaliações de conectividade da paisagem.

2.6.1 Parque Estadual de Campos do Jordão (PECJ)

O Parque Estadual de Campos do Jordão (PECJ), regionalmente conhecido como Horto Florestal, foi criado em 27 de março de 1941, sendo a mais antiga Unidade de Conservação do Estado de São Paulo (MMA, 2021b; PARQUE ESTADUAL CAMPOS DO JORDÃO, 2021). O parque é um remanescente significativo de Mata Atlântica, inserido em um mosaico de mata de Araucária e Podocarpus, Campos de

Altitude e de Mata Nebular, além de grandes áreas reflorestadas com diferentes coleções de coníferas (PARQUE ESTADUAL CAMPOS DO JORDÃO, 2021; POMPEU et al., 2014, 2018). O PECJ foi criado com o objetivo de preservação dos ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, de realização de pesquisas científicas, de desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico (MMA, 2021b). Possui uma área de 8.341,00ha, e está totalmente inserido no bioma da Mata Atlântica (SÃO PAULO, 2021d).

Segundo o Plano de Manejo do Parque Estadual de Campos do Jordão - PECJ (2021b) - a região do Parque abriga uma grande riqueza de flora e fauna. Foram identificadas 1.456 espécies de plantas vasculares para a área do PECJ e entorno, entre espécies ameaçadas, endêmicas, raras e exóticas; tendo sido encontradas, inclusive, as presenças de duas prováveis novas espécies arbóreas (uma da família *Lauraceae* e outra da família *Myrtaceae*), o que demonstra o conhecimento incipiente da biodiversidade desta região (SÃO PAULO, 2021b).

Em relação à fauna regional, os estudos realizados no ano de 2013 para a elaboração do Plano de Manejo do PECJ resultaram nas presenças de 165 espécies de avifauna, sendo que destas, 54 espécies de aves são consideradas endêmicas da Mata Atlântica e 25 espécies estão enquadradas em alguma categoria das listas estadual, federal ou global de animais ameaçados de extinção. O levantamento da mastofauna da região levou à identificação preliminar de 36 espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte, 22 espécies de mamíferos terrestres de pequeno porte, e três de mamíferos voadores (morcegos). 16 espécies de mamíferos são consideradas sob algum grau de ameaça de extinção no país, e outras 10 estão nas listas de animais quase ameaçados no país e/ou ameaçados em nível global (SÃO PAULO, 2021b).

De acordo ainda com os dados do Plano de Manejo do Parque (2021b), o levantamento da herpetofauna revelou uma riqueza de 98 espécies, sendo 54 espécies de répteis e 44 de anfíbios. Das espécies identificadas, duas espécies de anfíbios estão na lista de animais ameaçados do estado de São Paulo, e cinco espécies de répteis estão em pelo menos alguma das listas de animais ameaçados utilizadas. Os estudos deste grupo trouxeram a relevante informação da identificação

de quatro novas espécies de anfíbios na área avaliada; indicando que a diversidade da herpetofauna do PECJ é uma das maiores do estado de São Paulo. Por fim, a ictiofauna regional levantada revelou a presença de nove espécies de peixes na sub-bacia do Rio Sapucaí. Também foi descoberta naquele levantamento uma nova espécie de peixe, ainda não descrita pela ciência, do gênero *Neoplecostomus* (SÃO PAULO, 2021b).

2.6.2 Parque Estadual dos Mananciais de Campos do Jordão (PEMCJ)

O Parque Estadual dos Mananciais de Campos do Jordão (PEMCJ) foi criado em 27 de setembro de 1993 com o objetivo de preservação dos ecossistemas, das espécies animais e vegetais, dos habitats e das águas regionais (MMA, 2021c). Segundo São Paulo (2021e) o PEMCJ abriga importantes mananciais da região, e já chegou a ser responsável por cerca de 70% do abastecimento hídrico de Campos do Jordão. Com a proteção estratégica da área para os mananciais, a vegetação e a fauna local também se beneficiaram desta proteção. O PEMCJ possui uma área de 502,96ha e também está inserido no bioma da Mata Atlântica (SÃO PAULO, 2021e).

Como o PEMCJ é uma área relativamente pequena (pouco mais de 500ha), e está próximo ao município de Campos do Jordão, e ao PECJ (distando aproximadamente 5km da sua borda), muitos dados bióticos secundários desses dois outros locais foram aproveitados para o Plano de Manejo desta UC (SÃO PAULO, 2021c).

A vegetação do PEMCJ é composta por um mosaico preenchido em sua maioria por trechos de vegetação primária e secundária de Floresta Ombrófila Densa, mas também por campos de altitude, vegetação em estágio pioneiro e reflorestamentos de *Pinus* sp. Durante a campanha para elaboração do seu Plano de Manejo foram registradas, entre dados primários e secundários, 1.456 espécies de plantas vasculares para a área do PEMCJ e entorno. Destas, 845 espécies são espécies confirmadas na área, e 615 possuem ocorrência provável. Ressalta-se também que cerca de 10% das espécies levantadas da vegetação estão em pelo menos alguma categoria das listas de espécies ameaçadas (SÃO PAULO, 2021c).

Durante os trabalhos de campo para a elaboração do Plano de Manejo do PECMJ foram registradas 55 espécies de aves, das quais 17 são endêmicas do bioma Mata Atlântica, e três são consideradas ameaçadas de extinção. Para as espécies de mamíferos, durante o período da elaboração do estudo foram registradas apenas três espécies de mamíferos de pequeno porte. De acordo com São Paulo (2021c) foi assumido para o Plano de Manejo do PECMJ a mesma lista de dados primários e secundários de mamíferos levantados no Plano de Manejo do PECJ.

Quanto à herpetofauna, foram registradas 40 espécies de anfíbios, sendo duas ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo. 49 espécies de répteis foram levantadas (entre dados primários e secundários), das quais quatro estão em alguma lista de animais ameaçados de extinção. Na ictiofauna, apenas duas espécies foram registradas durante os dias do estudo realizado para a elaboração do Plano de Manejo (SÃO PAULO, 2021c).

2.6.3 Monumento Natural Estadual da Pedra do Baú (MoNa Pedra do Baú)

O Monumento Natural Estadual da Pedra do Baú (MoNA Pedra do Baú) foi criado em 28 de dezembro de 2010, com o objetivo de proteção da biodiversidade, dos recursos hídricos, da paisagem local, do seu significado como marco cultural e histórico, pela sua relevância geológica e beleza cênica, bem como para a organização da visitação turística e do uso esportivo do complexo rochoso, visando garantir a segurança do ambiente natural e dos usuários (MMA, 2021d). Esta UC possui área de 3.154,00ha preenchida por formações vegetais pertencentes à Mata Atlântica, Campos de Altitudes, Montanhas de Araucárias e Mata Nebular, além de áreas de ecótonos entre Florestas Ombrófilas Mistas e Florestas Estacionais Semidecíduais, de acordo com São Paulo (2021f).

No interior do MoNa Pedra do Baú está a formação geológica que dá nome à esta UC: a cerca de 1.950m acima do nível do mar, e com cerca de 300m de altura, está a formação rochosa “Pedra do Baú”, ladeada pelas formações também rochosas “Bauzinho” e “Ana Chata” (CBH-SM, 2022). É um local de grande visitação por turistas e escaladores, possuindo pelo menos 30 vias de escalada, em diferentes níveis de

dificuldade. A Pedra do Baú é uma formação tão evidente na paisagem que chega a ser visualizada de diversos locais do Vale do Paraíba, sendo utilizada, inclusive, como marco para referência geográfica regional (SÃO PAULO, 2021f).

Até o momento da realização deste presente estudo, ainda não foi desenvolvido nenhum plano de manejo para a UC MoNa Pedra do Baú (SÃO PAULO, 2021g).

2.7 TEORIA DOS GRAFOS - CONECTIVIDADE FUNCIONAL - DISPERSÃO DE ESPÉCIES - RESISTÊNCIA DE MATRIZES

Segundo Saura (2013, 2019) um grafo seria uma representação matemática de uma paisagem, na qual os fragmentos florestais são chamados de *nós* (*patches*, manchas ou fragmentos) e as conexões entre os fragmentos são os *links* (ligações). A paisagem seria composta então por um conjunto de nós (que são os habitats das espécies ou reservatórios de biodiversidade), cercados de áreas de não-habitats (as *matrizes*, que seriam áreas somente de passagem, de abrigo temporário durante o deslocamento entre um fragmento e outro, ou de fornecimento de algum recurso complementar). Essa forma de representação da paisagem é denominada de *teoria dos grafos*, e é bastante adequada para a avaliação e análise da conectividade de uma paisagem (DUFLOT et al., 2018; FOLTÊTE et al., 2021; SAURA, 2013; TAMBOSI et al., 2014).

Uma ligação (link) entre dois nós em um grafo indica que existe uma capacidade potencial de fluxo ou movimentação de organismos entre esses dois habitats; ou seja, um determinado indivíduo (animal ou planta) seria capaz de sair de um fragmento florestal, atravessar uma ou mais matrizes, e alcançar o outro fragmento conectado pelo link - sendo identificada assim, uma *conectividade funcional* entre esses fragmentos (CROUZEILLES; LORINI; GRELE, 2013; SAURA, 2019; TAMBOSI; SILVA; RODRIGUES, 2012).

A *conectividade funcional* difere da *conectividade estrutural* da paisagem. A conectividade estrutural se preocupa com o arranjo espacial dos habitats e coberturas do solo no território (como os tamanhos dos fragmentos, suas localizações espaciais, as distâncias entre eles, entre outros); podendo ser completamente caracterizada a

partir de informações cartográficas. Já a conectividade funcional inclui, além da configuração estrutural da paisagem, a avaliação da capacidade de movimentação das espécies (suas distâncias de dispersão) - conforme Saura (2019). A conectividade estrutural não considera para qual(is) espécie(s) está sendo avaliada a possibilidade de movimentação em uma paisagem; enquanto a conectividade funcional não só considera, como é distinta para cada espécie ou grupo de espécies similares (MERENLENDER; KEELEY; HILTY, 2022; SAURA, 2019).

A um conjunto (ou rede) de nós interligados por links (ou seja, habitats funcionalmente conectados) em um grafo, é dado o nome de *componente*. Um componente seria interpretado como um conjunto de fragmentos que uma determinada espécie ou grupo animal consegue acessar em seus deslocamentos por uma paisagem (SAURA, 2019). De forma contrária, os fragmentos que não estão conectados por links no grafo denotam que não existe conectividade funcional ou capacidade de movimentação entre eles, seja porque: i) esses fragmentos estão além da capacidade de dispersão da espécie analisada; ii) seja porque as matrizes entre esses fragmentos inviabilizam essa movimentação (AVON; BERGÈS, 2016; SAURA, 2019; TAMBOSI; SILVA; RODRIGUES, 2012).

A capacidade de dispersão ou distância de dispersão de vida de uma espécie, de acordo com Ricklefs (2011), é uma medida de movimento em populações, que indica quão longe os indivíduos se movem, em média, do seu local de nascimento até o seu local de estabelecimento e reprodução. Logo, a conectividade funcional em uma paisagem varia conforme o tipo de organismo em estudo, pois a capacidade de um indivíduo sair de um fragmento florestal e alcançar outro depende tanto das características biológicas da espécie (da sua capacidade de dispersão), como também das características das matrizes a serem percorridas nesse caminho (que podem ser mais ou menos permeáveis/resistentes, variando para cada tipo de organismo que as estão atravessando) - (AVON; BERGÈS, 2016; DINIZ et al., 2019; MERENLENDER; KEELEY; HILTY, 2022; SANTOS, 2014).

Um desafio nos estudos de conectividade de paisagem é a exiguidade de dados de dispersão das espécies, especialmente de mamíferos neotropicais (CROUZEILLES; LORINI; GRELLE, 2010; TAMBOSI et al., 2014). A maioria dos dados a respeito de dinâmicas populacionais nas zonas tropicais verificados na

literatura são de aves, em especial, o grupo de aves de sub-bosque (BARROS et al., 2019; BIZ; CORNELIUS; METZGER, 2017; DAKWA; OPOKU; TOKU, 2020; GIUBBINA; MARTENSEN; RIBEIRO, 2018; GOULART et al., 2015). Dados científicos de distâncias de dispersão de mamíferos neotropicais são menos comuns, sendo um pouco mais encontrados dados de dispersão de mamíferos de zonas temperadas (MABRY et al., 2013; SANTINI et al., 2013; WHITMEE; ORME, 2013).

As matrizes de uma paisagem atuam como filtros seletivos na movimentação das espécies. A permeabilidade de uma matriz também é conhecida como resistência, impedância, rugosidade ou fricção da matriz. Segundo Arroyo-Rodríguez et al (2020), matrizes consideradas como de alta qualidade (como plantios arbóreos e sistemas agroflorestais) frequentemente contêm mais recursos, e facilitam o movimento entre os fragmentos florestais (são mais permeáveis, menos resistentes). Enquanto as matrizes consideradas de baixa qualidade (como plantios agrícolas anuais e estradas), são o oposto: mais resistentes e menos permeáveis, trazendo muitas vezes ameaças às espécies florestais, e funcionando inclusive até como armadilhas ecológicas para os animais silvestres (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2020).

A tabulação dos valores de resistência das matrizes para os organismos em estudo é uma questão bastante controversa, devido à necessidade de se recorrer a informações subjetivas de especialistas ou *experts* em estudos de fauna selvagem. Embora haja ressalvas por parte dos pesquisadores a respeito da precisão desse método, a escassez de dados biológicos das espécies (obtidos por rastreamento de rádios, captura-e-recaptura, entre outras metodologias de estudos de fauna selvagem), obriga a maioria dos pesquisadores de paisagem a recorrerem à essas consultas com profissionais de campo especializados (CORREA AYRAM et al., 2015; DUFLOT et al., 2018; RIBEIRO et al., 2017; ZELLER; MCGARIGAL; WHITELEY, 2012). Profissionais especialistas no grupo biológico em questão são então entrevistados, e são colhidas com eles informações a respeito da permeabilidade (ou resistência) das matrizes da paisagem para as espécies em estudo (ALBERT et al., 2017; DINIZ, 2019; DUFLOT et al., 2018; MATEO-SÁNCHEZ et al., 2015; RIBEIRO, 2019; ZELLER; MCGARIGAL; WHITELEY, 2012).

A *distância* em uma paisagem, pela teoria dos grafos, pode ser apresentada tanto em *distância euclidiana* (quando não se está ponderando os valores de

resistência das matrizes da paisagem, ou então, quando se assume que a matriz é homogênea); como pode ser apresentada em *distância de menor custo* (em inglês, *least-cost distance*), quando se considera a heterogeneidade das matrizes de uma paisagem, e os seus diferentes valores de resistência associados. Neste segundo caso, a distância será calculada como a soma de custos de todos os *pixels* ao longo do *caminho de menor custo* entre dois habitats (*least-cost path* ou LCP) - segundo Balbi et al. (2019); Clauzel et al. (2022); Rayfield; Fortin e Fall (2010).

2.7.1 Software Graphab

O Graphab é um software criado para modelagem de redes ecológicas a partir da teoria dos grafos, compatível com Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) - (FOLTÊTE et al., 2021, 2022; FOLTÊTE; CLAUZEL; VUIDEL, 2012). Ele foi desenvolvido para analisar e mapear as possíveis conexões entre habitats de uma paisagem e, também, para permitir avaliar diferentes métricas de conectividade. O usuário insere os dados no programa, apresentando a imagem matricial da paisagem, os limites de dispersão das espécies ou grupos biológicos que se pretende investigar, e informando os valores de resistência das matrizes (das classes de uso e cobertura do solo) daquela paisagem; e após o processamento, obtêm-se diversos resultados, tanto em forma gráfica, quanto em índices de conectividade (FOLTÊTE; CLAUZEL; VUIDEL, 2012).

O software Graphab é composto por 4 módulos (FOLTÊTE et al., 2022):

1º: a construção dos grafos, incluindo o carregamento dos dados iniciais da paisagem em estudo, e a identificação dos *nós* (*patches*, habitats ou fragmentos florestais), e dos *links* (as conexões funcionais entre eles). Os links podem ser gerados pelo critério de distâncias euclidianas ou por caminhos de menor custo;

2º: cálculos das métricas de conectividade a partir dos grafos;

3º: integração das métricas de conectividade em modelos de distribuição das espécies;

4º: interface visual e cartográfica dos resultados.

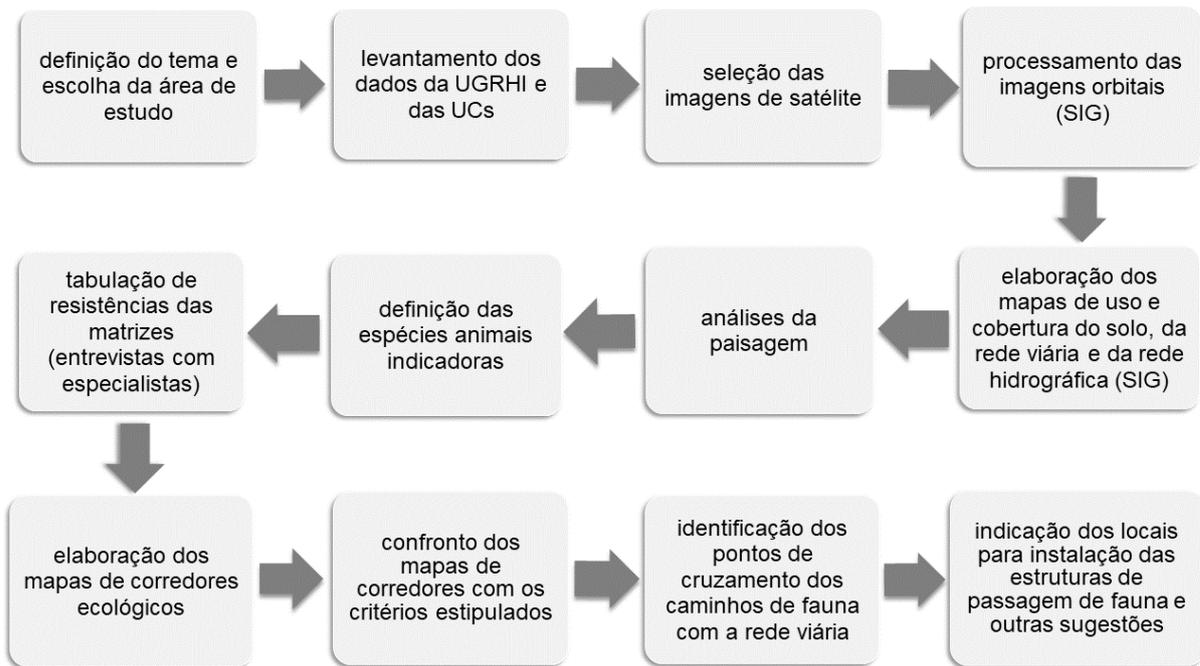
Diversos trabalhos ao redor do mundo utilizam o Graphab para avaliações de conectividades de paisagens, tanto em zonas tropicais (D'ACAMPORA; HIGUERAS; ROMÁN, 2018; HOFMAN et al., 2018), zonas mediterrâneas (AVON; BERGÈS, 2016; GODET; CLAUZEL, 2021), zonas temperadas (MEURANT et al., 2018; YEMSHANOV et al., 2019), quanto em avaliações globais de conectividade (SANTINI; SAURA; RONDININI, 2016).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 SEQUENCIAMENTO DAS ETAPAS

Este estudo foi desenvolvido em etapas sequenciais. A Figura 1 apresenta a sequência geral até a obtenção do mapa final com os pontos sugeridos para instalação das estruturas de passagem de fauna e outras recomendações relacionadas. Os detalhes de cada etapa serão apresentados ao longo deste tópico.

Figura 1 - Sequência das etapas deste estudo



Fonte: elaborada pela autora

3.2 ÁREA DE ESTUDO

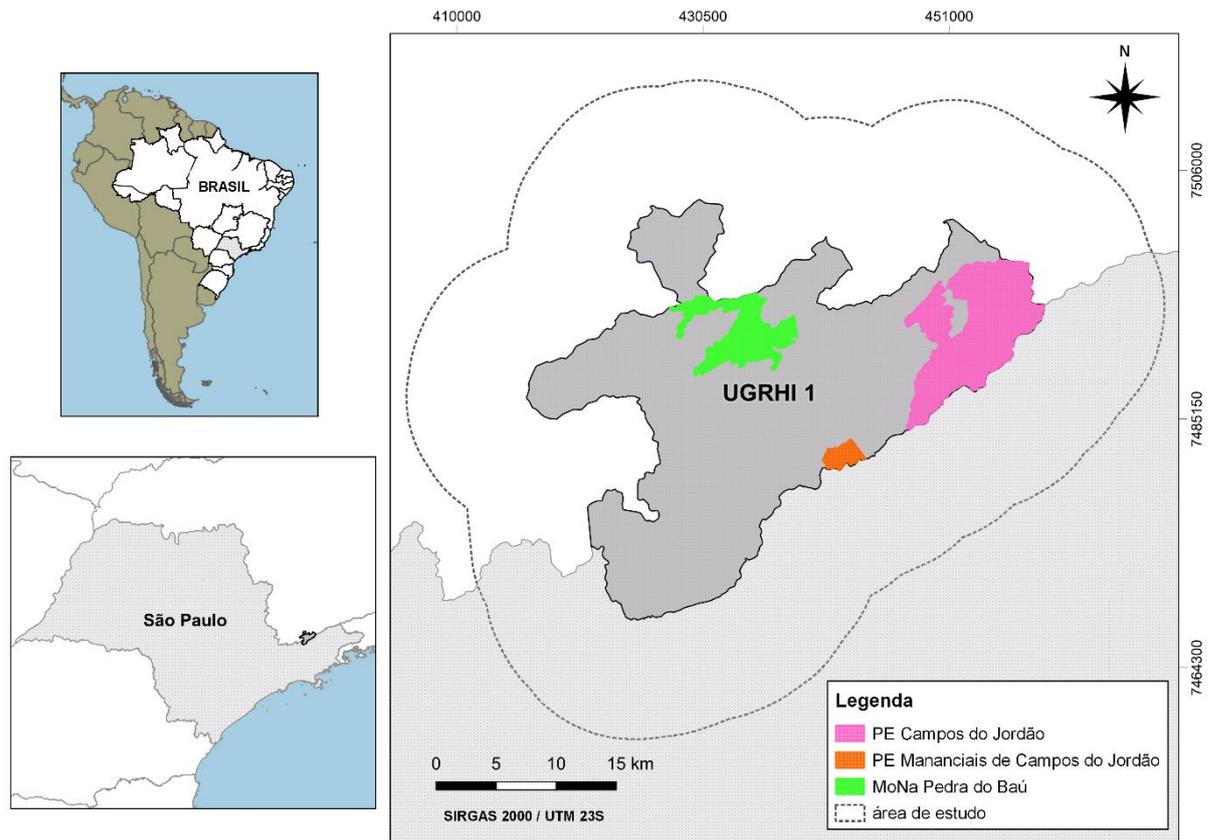
3.2.1 A UGRHI Mantiqueira e suas UCs de Proteção Integral

A área deste estudo está localizada no Brasil, no domínio da Serra da Mantiqueira. Ela compreende uma das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo, a UGRHI Mantiqueira, também chamada de UGRHI 1, com uma área adicional de 10km além dos limites (do perímetro) dessa Unidade (um *buffer* de 10km além dos limites da UGRHI).

Nesta UGRHI há três Unidades de Conservação de Proteção Integral (além de outras duas de Uso Sustentável): O Parque Estadual de Campos do Jordão (PECJ), O Parque Estadual dos Mananciais de Campos do Jordão (PEMCJ) e o Monumento Natural Estadual da Pedra do Baú (MoNa Pedra do Baú) - (MMA, 2021a). A Figura 2

apresenta a localização da UGRHI 1 com a área do *buffer*, e as três UCs de Proteção Integral que fazem parte desta UGRHI.

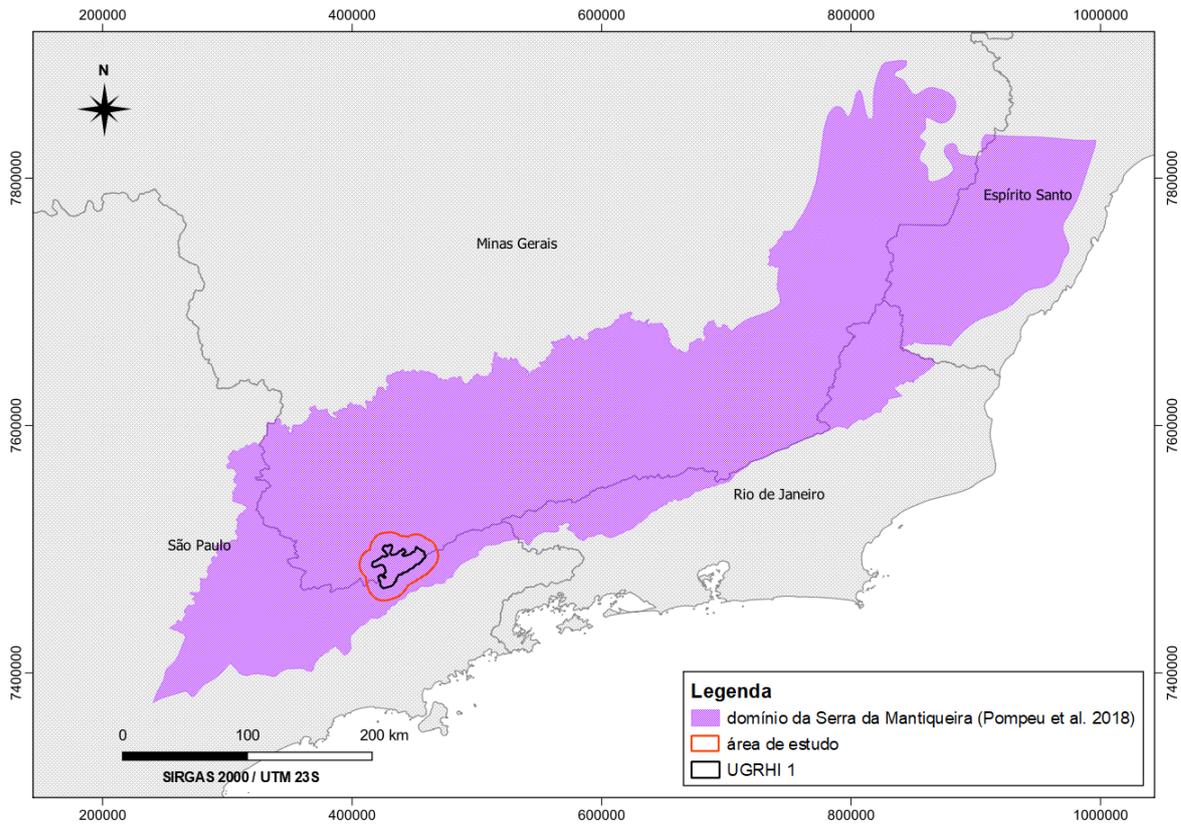
Figura 2 – Localização da área de estudo (UGRHI Mantiqueira, *buffer* de 10 km e UCs de Proteção Integral)



Fontes: adaptado de IBGE (2022) e IGC SP (2022)

A UGRHI 1 situa-se na porção nordeste-leste do estado de São Paulo, e seus limites são a UGRHI 2 (UGRHI Paraíba do Sul) a leste e ao sul, e o estado de Minas Gerais a oeste e ao norte. A Figura 3 apresenta a localização da área de estudos dentro do domínio da Serra da Mantiqueira. Ela está situada na região de divisa entre os estados de São Paulo e Minas Gerais.

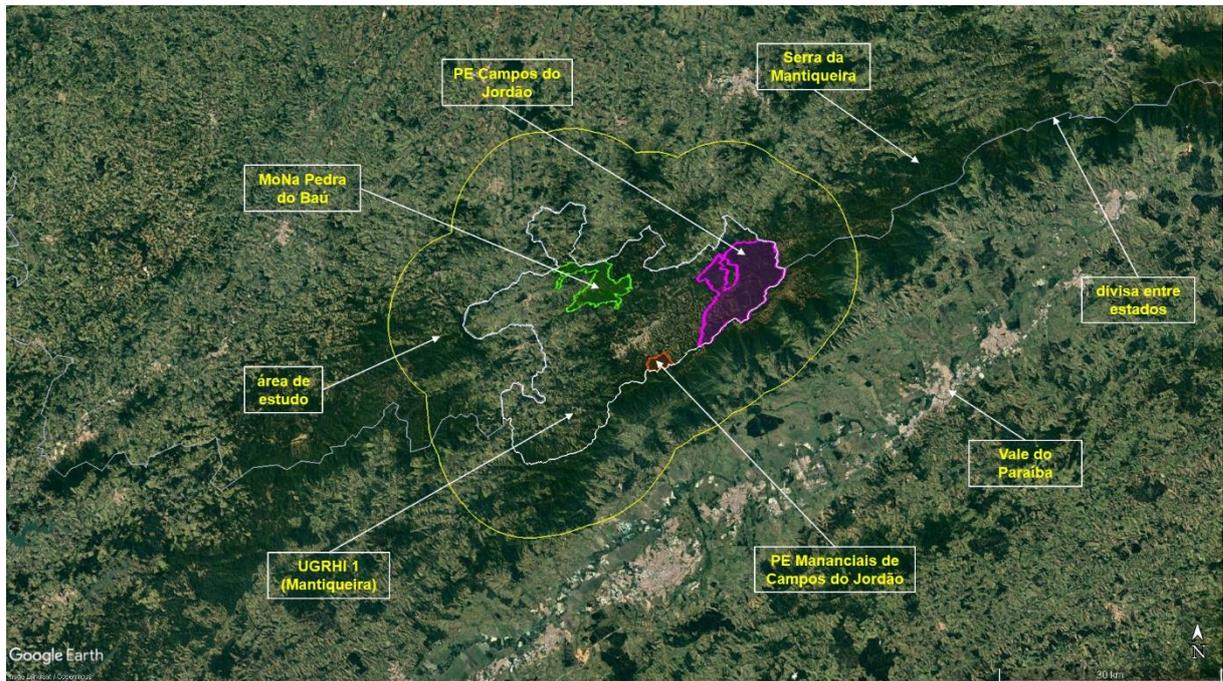
Figura 3 – Localização da área de estudo no domínio da Serra da Mantiqueira



Fontes: adaptado de IBGE (2022) e Pompeu et al. (2018)

A UGRHI 1 compreende a parte paulista das bacias hidrográficas dos rios Sapucaí-Mirim e Sapucaí-Guaçu (SIGRH, 2022). O Vale do Paraíba está a sudeste, e várias cidades de destaque situam-se nesta região, como Pindamonhangaba, Guaratinguetá, Taubaté, Caçapava, São José dos Campos, entre outras (vide a Figura 4).

Figura 4 – Localização da área de estudo em relação ao Vale do Paraíba



Fonte: adaptado de Google Earth (2022), editado

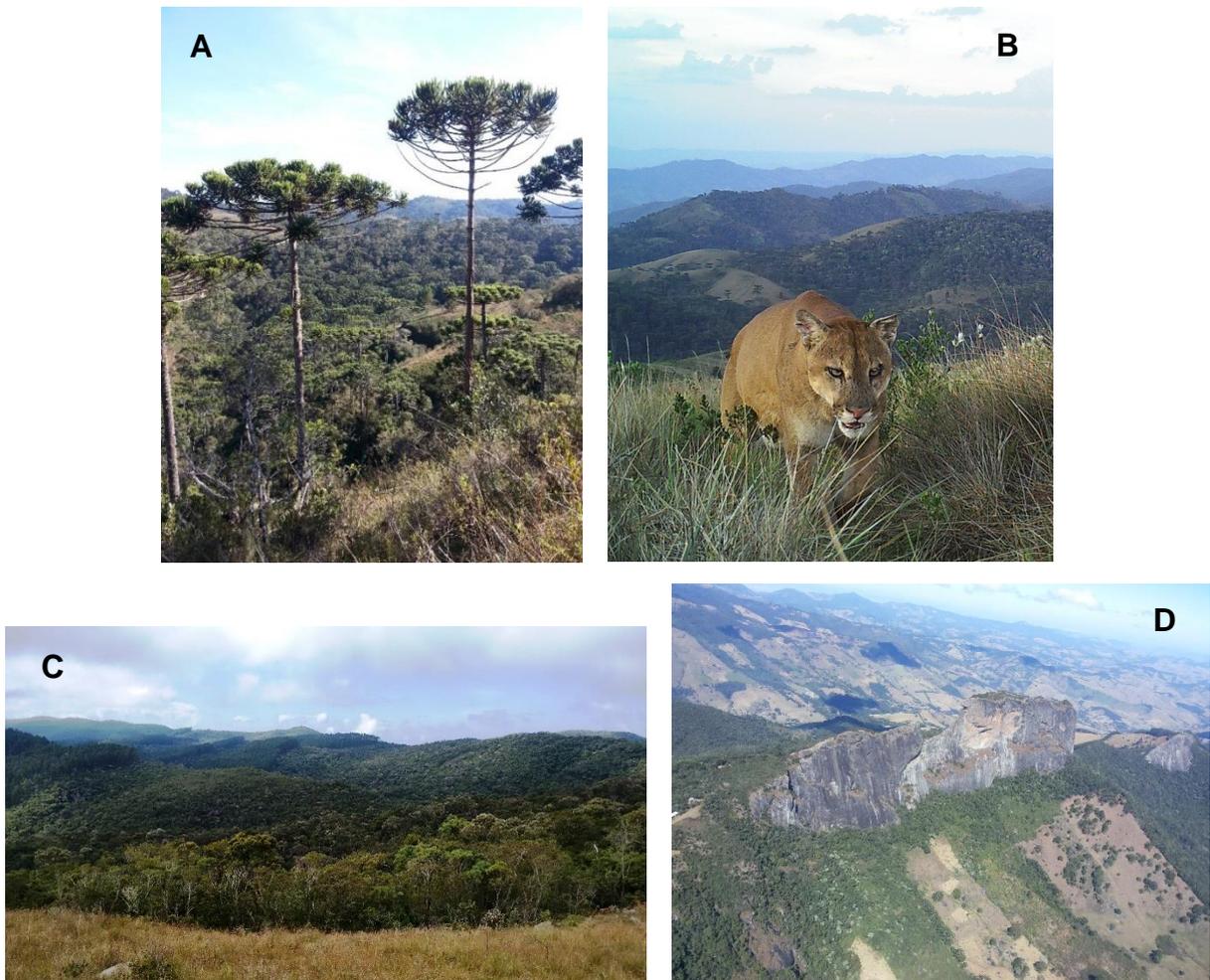
Três municípios compõem a UGRHI 1 (Mantiqueira): Campos do Jordão, Santo Antônio do Pinhal e São Bento do Sapucaí (SÃO PAULO, 2016). Essas três cidades são consideradas estâncias climáticas, devido ao seu clima ameno, sendo Campos do Jordão apelidada de “Suíça brasileira”, devido ao seu clima frio e arquitetura de influência europeia (CBH-SM, 2022). De acordo com o Plano de Manejo do PECJ, a maior temperatura média mensal em Campos do Jordão é 17,6°C em janeiro, e a menor média mensal é de 11,5°C em julho (2021b).

Segundo São Paulo (2021b) as chuvas apresentam uma distribuição irregular ao longo do ano, sendo o período de dezembro a fevereiro o mais chuvoso (com total acumulado de 847mm no verão), e o período de junho a agosto o mais seco (não passando de 125mm de total acumulado no inverno). De acordo com o Plano de Manejo do PECJ, o clima sub-regional é caracterizado como sem deficiência hídrica, com elevados excedentes hídricos (1179mm anuais), e com elevado escoamento superficial. O clima da região de Campos do Jordão é o Cfb (subtropical úmido, sem estação seca, com verão ameno), segundo a classificação de Köppen (ALVARES et al., 2013).

Os municípios da UGRHI Mantiqueira têm o turismo como principal atividade econômica, sendo registrada uma média de cerca de 90.000 visitantes por ano somente no Parque Estadual de Campos do Jordão (SÃO PAULO, 2021b).

As Unidades de Conservação (UCs) da UGRHI Mantiqueira desempenham papel fundamental na conservação dos seus recursos naturais. A Figura 5 apresenta algumas imagens das UCs de Proteção Integral da UGRHI: o PECJ, o PEMCJ e o MoNa Pedra do Baú.

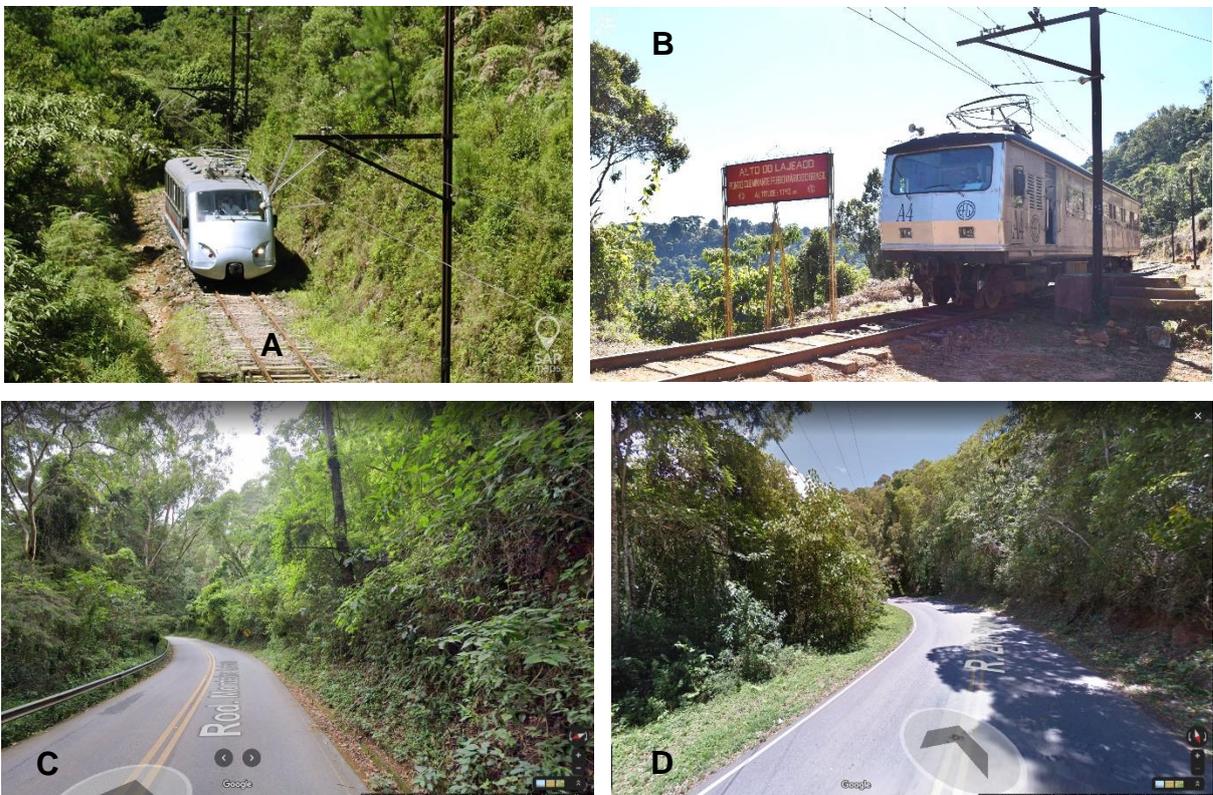
Figura 5 - Imagens das três Unidades de Conservação de Proteção Integral da UGRHI Mantiqueira



Legenda: A - Parque Estadual de Campos do Jordão (SÃO PAULO, 2021d); B - *Puma concolor* (onça-parda) registrada em um trecho de campo de altitude no Parque Estadual de Campos do Jordão (PARQUE ESTADUAL CAMPOS DO JORDÃO, 2021; SÃO PAULO, 2021d); C - Parque Estadual Mananciais de Campos do Jordão (SÃO PAULO, 2021e); D - a Pedra do Baú em primeiro plano, no Monumento Natural da Pedra do Baú (SÃO PAULO, 2021f).

A região da UGRHI Mantiqueira é atravessada por uma via férrea, a Estrada de Ferro Campos do Jordão (EFCJ), que liga Pindamonhangaba a Campos do Jordão, em um trajeto de 47km de extensão. Além desta ferrovia, várias rodovias atravessam a área de estudo, sendo algumas rodovias interestaduais (ligando São Paulo e Minas Gerais), e outras rodovias intermunicipais (IBGE, 2022). A Figura 6 ilustra algumas dessas vias.

Figura 6 - Imagens da ferrovia e de algumas rodovias que cruzam a área da UGRHI Mantiqueira



Legenda: A - EFCJ - Trem eletrificado da Estrada de Ferro Campos do Jordão (EFCJ) - (SAP MAPS, [s.d.]); B - na placa ao lado do trilho, "Alto do Lajeado", o ponto ferroviário mais alto do Brasil (com 1.743m de altitude), trecho da EFCJ (PORTAL OFICIAL DE SANTO ANTÔNIO DO PINHAL, [s.d.]; SÃO PAULO, 2007); C - trecho da rodovia SP-050 (GOOGLE, 2021); D - trecho da rodovia BR-383 (GOOGLE, 2021)

3.3 IMAGENS ORBITAIS

A seguir são descritas as imagens e os processos desenvolvidos para compor os mapas da área de estudo.

3.3.1 Imagens MapBiomias

Para a composição do mapa de uso e cobertura do solo da área de estudos foi utilizada uma imagem do bioma Mata Atlântica, do ano de 2019, do Projeto MapBiomias, Coleção 5. Essas imagens foram baixadas gratuitamente no site do Projeto (MAPBIOMAS, 2022a).

As imagens do Projeto MapBiomias são imagens no formato matricial, do satélite LANDSAT, e possuem resolução espacial máxima de 30m. A escala das imagens da Coleção 5 do MapBiomias é de 1:250.000.

3.3.2 Processamento das Imagens

As imagens orbitais selecionadas foram trabalhadas em ambiente SIG, no software livre QGIS 3.16.7 (2022).

As seguintes etapas foram seguidas no processamento das imagens do Projeto MapBiomias (imagens do satélite Landsat, com 30m de resolução espacial):

- 1º) seleção de imagem do bioma Mata Atlântica, Coleção 5 (ano de 2019);
- 2º) reprojeção da imagem para o *datum* e sistema de coordenadas definidos para o projeto: *datum* SIRGAS 2000 e sistema de coordenadas UTM 23S (EPSG 31983);
- 3º) recorte da área de estudo (UGRHI 1 com a área *buffer* de 10km);
- 4º) transformação da imagem matricial em imagem vetorial (“poligonização”), através do uso do módulo GRASS no QGIS;
- 5º) edição da simbologia das classes de uso e cobertura do solo, de acordo com a paleta indicada pelo MapBiomias.

A imagem final resultante apresentou resolução espacial de 30m.

A estatística de acurácia do mapeamento do uso e cobertura do solo do Projeto MapBiomias, Coleção 5, bioma Mata Atlântica, no nível três (até as sub-classes de uso e ocupação do solo), é de 85,8% (MAPBIOMAS, 2022b).

3.4 AVALIAÇÃO DA PAISAGEM

Após a elaboração do mapa de uso e cobertura do solo foram avaliadas as composições das classes em área e em proporção, na paisagem da UGRHI Mantiqueira e entorno de 10km, para o ano do estudo (2019), de acordo com as imagens do Projeto MapBiomias (com resolução espacial de 30m).

Os fragmentos florestais nativos foram posteriormente isolados para avaliação da distribuição e dos tamanhos dos fragmentos, e composição de um novo mapa.

As avaliações das classes da paisagem foram feitas nos programas FRAGSTATS 4.2.1 (MCGARIGAL et al., 2012), no plugin LECOS 3.0.0 (JUNG, 2016), e também no próprio SIG QGIS 3.16.7 (QGIS.ORG, 2022).

As análises foram feitas em imagens matriciais e em imagens vetorizadas da área de estudos, de acordo com os softwares utilizados: imagens matriciais foram utilizadas nas análises do FRAGSTATS (2012) e LECOS (2016), e imagens vetoriais nas análises feitas no QGIS (2022).

3.5 AS ESPÉCIES DE FAUNA SELECIONADAS

As espécies selecionadas para a elaboração do mapa de corredores ecológicos neste estudo pertencem ao grupo de mamíferos silvestres terrestres de médio e grande porte.

Foram analisadas as listas das espécies de fauna (especificamente de mamíferos) registradas nos Planos de Manejo das UCs da UGRHI 1. Foram pré-selecionadas apenas as espécies identificadas nessas listas por registros primários - ou seja, espécies cujas identificações foram feitas com base em registros encontrados

em campo, ou então, por registros recentes encontrados em museus regionais. Essa escolha foi feita para que houvesse certeza da ocorrência das espécies selecionadas na área de estudo.

A segunda etapa para a seleção dos animais foi o levantamento de dados bibliográficos científicos sobre as distâncias de dispersão desses mamíferos (dados necessários para o delineamento dos corredores). Buscou-se encontrar as distâncias de dispersão medianas das espécies, conforme Crouzeilles (2014). Porém, muitas referências só apresentavam uma medida de dispersão, ou a dispersão média. Nesses casos, esse foi então o valor de dispersão utilizado.

Assim, foram escolhidas cinco espécies de mamíferos silvestres terrestres de médio e grande portes ocorrentes na região da UGRHI 1 (constantes nos Planos de Manejo das UCs), e para as quais também se encontraram dados científicos de suas dispersões. As cinco espécies selecionadas foram divididas em cinco classes, baseadas nas distâncias de dispersão:

- espécie de dispersão pequena;
- espécie de dispersão pequena/média;
- espécie de dispersão média;
- espécie de dispersão média/grande;
- espécie de dispersão grande.

A Tabela 1 apresenta as espécies de mamíferos selecionadas, com os seus respectivos valores de dispersão.

Tabela 1 - Espécies de mamíferos silvestres terrestres de médio e grande porte selecionadas, seus respectivos valores de dispersão, classes de dispersão, e simbologias utilizadas neste estudo

Classe	Ordem	Nome científico	Nome comum	Valor de dispersão assumido para as análises (km)	Classe de dispersão	Símbolo*
Mammalia	Cingulata	<i>Dasyus novemcinctus</i> (Linnaeus, 1758)	tatu-galinha	2 (a)	pequena	
Mammalia	Rodentia	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i> (Linnaeus, 1766)	capivara	4 (a,b)	pequena / média	
Mammalia	Cetartiodactyla	<i>Mazama gouazoubira</i> (Fischer, 1814)	veado-catingueiro	6 (c)	média	
Mammalia	Carnivora	<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	jaguaritica	10 (d)	média / grande	
Mammalia	Carnivora	<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	onça-parda	60 (a,d)	grande	

* figuras sem escala

referências: a (SANTINI et al., 2013), b (MABRY et al., 2013), c (SANTOS JÚNIOR, 2013), d (WHITMEE; ORME, 2013)

Os valores de dispersão dessas cinco espécies selecionadas foram posteriormente inseridos no programa Graphab (FOLTÊTE et al., 2022) para o desenvolvimento dos corredores ecológicos.

3.6 PERMEABILIDADE DA MATRIZ À MOVIMENTAÇÃO DAS ESPÉCIES

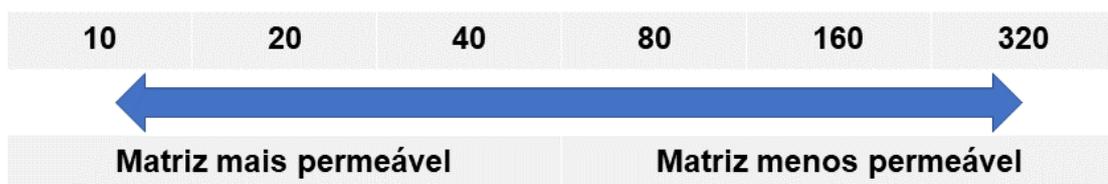
Os níveis de resistência - ou permeabilidade - das matrizes da paisagem à movimentação das espécies foram aferidos com base nos conhecimentos de especialistas de campo em mamíferos silvestres. Foram entrevistados 12 mastozoólogos (biólogos e ecólogos), consultores de fauna silvestre.

Aos entrevistados foi solicitado que eles avaliassem as seguintes classes de uso e cobertura do solo (as matrizes), quanto às suas percepções do nível de resistência das mesmas à movimentação de mamíferos terrestres:

- floresta plantada (eucaliptos e pinus);
- agricultura (geral, sem subdivisão de culturas);
- pastagem;
- mosaico agricultura/pastagem;
- áreas de mineração;
- áreas urbanas.

Uma escala de valores foi apresentada aos especialistas, e foi solicitado que eles atribuíssem os valores dessa escala (apenas os valores apresentados na escala, inteiros) às classes de uso do solo acima descritas. Os valores dessa escala foram definidos com base em Albert et al. (2017), que utilizaram valores de resistência de classes sendo “dobrados” de um nível para o outro. A Figura 7 traz a escala com os valores utilizados na classificação da permeabilidade ou resistência das matrizes da paisagem.

Figura 7 - Escala de valores de permeabilidade (ou resistência) das matrizes da paisagem utilizada pelos especialistas



Fonte: elaborada pela autora

As medianas dos valores de resistência apresentados para cada classe de uso e cobertura do solo, coletadas das opiniões dos especialistas, foram utilizadas para valorar as resistências das matrizes na movimentação de mamíferos pela paisagem. Essa classificação das resistências das matrizes (as medianas) também foram inseridas no software de delineamento de corredores ecológicos, para a criação do

mapa com os “caminhos de menor custo” para a movimentação dos animais (FOLTÊTE et al., 2022).

3.7 CORREDORES ECOLÓGICOS E ÍNDICES DE CONECTIVIDADE (GRAPHAB)

Com os dados de dispersão das espécies selecionadas e com os valores de resistência das matrizes da paisagem (adquiridos das entrevistas feitas com os especialistas), foram elaborados os mapas com os caminhos de movimentação de fauna, através do delineamento dos caminhos de menor custo (*least-cost path* ou LCP), pelo software Graphab versão 2.8 (FOLTÊTE et al., 2021). Esses caminhos de menor custo foram assumidos como os corredores ecológicos, uma vez que essa é uma metodologia utilizada em vários estudos para o delineamento de corredores (DINIZ et al., 2019; PARKS; MCKELVEY; SCHWARTZ, 2013; WOLFHARD; RAEDIG, 2019).

Foram feitos cinco mapas, com os cinco valores de dispersão pré-determinados (das cinco espécies selecionadas). Também foram definidas como áreas de habitats (nós ou *patches*), os fragmentos florestais nativos com 10 hectares ou mais, seguindo Avon e Bergès (2016). As distâncias entre os fragmentos foram consideradas de borda a borda dos *patches*, de acordo com Albert et al. (2017) e Avon e Bergès (2016).

Além do delineamento dos caminhos de menor custo, o Graphab também permite a obtenção de índices de conectividade da paisagem. Uma das métricas de conectividade que o programa calcula é a Probabilidade de Conectividade (PC), proposto inicialmente pelos pesquisadores Saura e Pascual-Hortal (2007). O índice PC é um índice probabilístico, que avalia a probabilidade de dois indivíduos localizados aleatoriamente na paisagem estarem em habitats que são acessíveis entre si (são funcionalmente conectados), dado um conjunto n de nós (*habitats*) e as probabilidades de conexões p entre esses nós. Os valores de PC variam de 0 a 1, tornando-se maiores à medida que a paisagem se torna mais conectada. O PC seria igual a 1 na situação hipotética de toda a paisagem ser habitat da espécie ou do grupo biológico em estudo (SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007). Este índice é apresentado pela fórmula:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \cdot a_j \cdot p_{ij}}{A_L^2} \quad (1)$$

Onde:

n – número total de nós na paisagem

p_{ij} – probabilidade de movimentação entre o nó i e j

a_i – atributo (área) do nó i

a_j – atributo (área) do nó j

A_L – área total da paisagem (considerando as áreas de habitats e não-habitats)

A partir do índice de conectividade PC é possível calcular também a importância de cada nó (ou o quanto cada fragmento contribui) para a conectividade total da paisagem, seja como elemento conector, seja como *stepping stone*, através do índice delta PC (dPC ou ΔPC) - (BARANYI et al., 2011; BODIN; SAURA, 2010; SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007). Este índice é calculado para cada fragmento a partir da análise da variação da conectividade total da paisagem, retirando-se um fragmento k , e verificando-se o quanto o índice PC variou entre esses dois cenários (com e sem o fragmento k na paisagem). Assim, o dPC representa a taxa de variação (ou a diminuição relativa) de PC, em porcentagem, após a remoção de um nó k (BODIN; SAURA, 2010; SAURA; TORNÉ, 2012) - o que permite a priorização ou ranqueamento dos elementos de uma paisagem na avaliação da conectividade (PASCUAL-HORTAL; SAURA, 2006; SAURA; PASCUAL-HORTAL, 2007; SAURA; RUBIO, 2010). O dPC é calculado pela fórmula:

$$dPC_k = 100 \times \frac{PC - PC_{remove,k}}{PC} \quad (2)$$

Onde:

PC - valor da métrica com todos os nós da paisagem

$PC_{remove, k}$ - valor da métrica com a retirada do nó k da paisagem

3.8 ANÁLISE DOS MAPAS DE CORREDORES X REDE VIÁRIA (CRITÉRIOS)

Após a elaboração do mapa dos corredores ecológicos, este foi confrontado com o mapa da rede viária da área de estudos (rodovias e ferrovia), para a identificação dos pontos críticos. Esses pontos críticos seriam os pontos de cruzamento entre os caminhos da fauna e a rede viária, e a princípio, seriam os locais que necessitariam de estruturas de passagem de fauna e/ou outras recomendações de proteção à fauna.

Algumas considerações foram feitas nessa etapa:

- foram considerados como pontos críticos os locais de intersecção entre os caminhos de fauna e as rodovias ou a ferrovia da paisagem;
- foram verificados os pontos críticos na ferrovia EFCJ (Estrada de Ferro Campos do Jordão) e nas principais rodovias da área de estudos. Foram consideradas como rodovias principais apenas as rodovias pavimentadas presentes nos mapas rodoviários consultados (Google Road, Bing Map e OpenStreetMap);
- as vias que passam por dentro e entre as Unidades de Conservação de Proteção Integral da UGRHI Mantiqueira também foram avaliadas, mesmo não estando entre as rodovias principais da área de estudos.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDOS

Os mapas da área de estudo são apresentados e descritos a seguir.

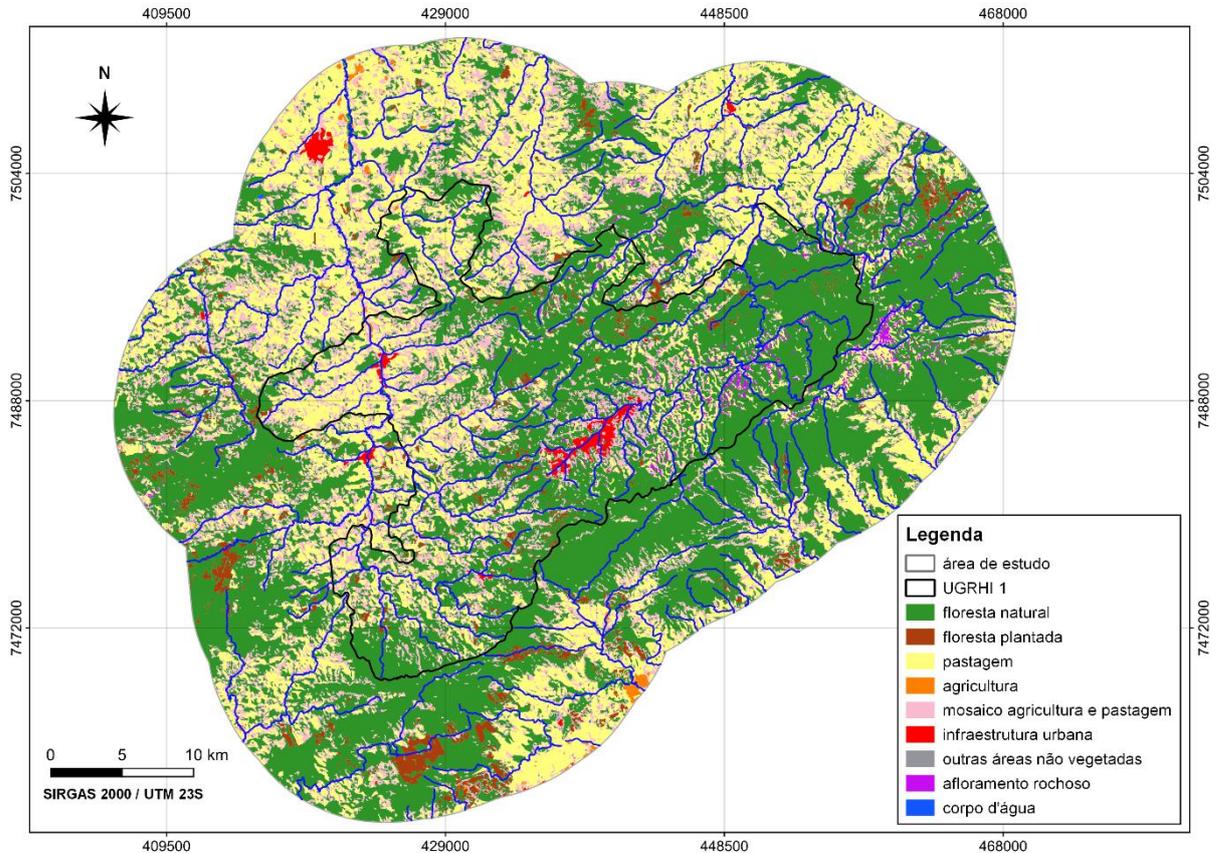
4.1.1 Mapeamento do Uso e Cobertura do Solo

O mapeamento do uso e cobertura da área de estudo foi obtido através da classificação de uma imagem matricial do satélite Landsat, do Projeto MapBiomias. As imagens do Projeto MapBiomias, Coleção 5, são do ano de 2019, e possuem resolução espacial de 30m. Essas imagens foram reprojctadas para o Sistema de Referência de Coordenadas (SRC) utilizado neste estudo: SIRGAS 2000, UTM, zona 23S (EPSG: 31983), e reclassificadas. Após isso, as classes de uso e cobertura do solo do MapBiomias foram então vetorizadas automaticamente, através do uso do módulo GRASS no QGIS.

A resolução das imagens do MapBiomias (2019) não permite a detecção de alvos com medidas inferiores a 30m de largura. Por isso para a apresentação dos cursos d'água da área de estudos também foram adicionados os dados vetoriais da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), para a verificação da rede hidrográfica da região. Foram utilizados os dados da Base Hidrográfica Ottocodificada (BHO) da Bacia do Rio Grande, de 2014, construída nas escalas 1:50.000 e 1:100.000, e os dados da Base Hidrográfica Ottocodificada (BHO) da Bacia do Rio Paraíba do Sul, de 2017, construída nas escalas 1:25.000 e 1:50.000 (ANA, 2022).

A Figura 8 apresenta o mapa de uso e cobertura do solo, e a rede hidrográfica da área de estudo (UGRHI Mantiqueira mais a área de 10km além do perímetro da UGRHI).

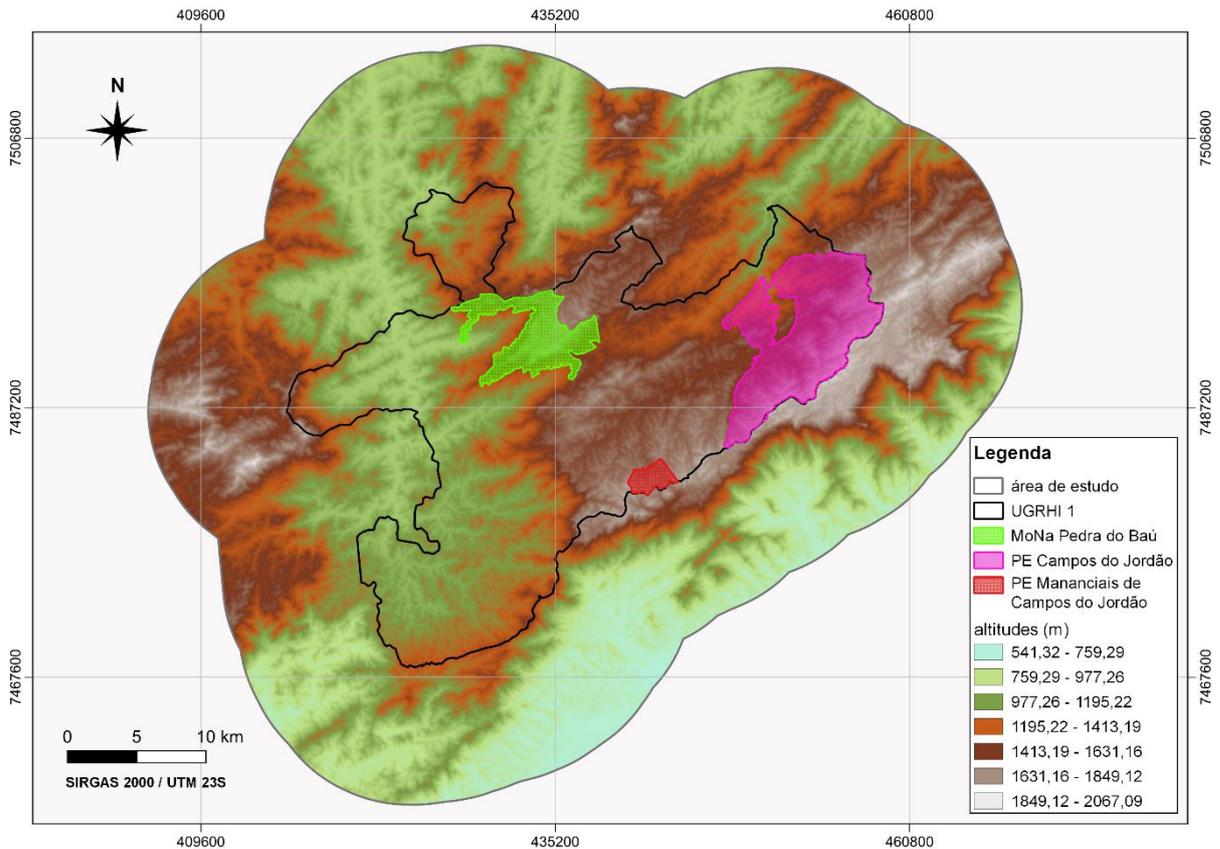
Figura 8 - Mapa de uso e cobertura do solo da área de estudo, com a hidrografia



Fonte: adaptado de MapBiomias (2022a) e ANA (2022)

O relevo da área de estudos foi verificado através de um mapa que representa a superfície da paisagem. Para isso foi selecionado um Modelo Digital de Superfície (DSM) do Programa Copernicus, da União Européia. A imagem utilizada, Copernicus DEM GLO-30, é um DSM com resolução de 30m, disponibilizado gratuitamente pelo Programa Copernicus (OPENTOPOGRAPHY, 2022). A Figura 9 apresenta o mapa de relevo da UGRHI Mantiqueira e *buffer* de 10km.

Figura 9 - Relevo da área de estudo



Fonte: adaptado de Copernicus (2022)

4.1.2 Mapeamento da Rede Viária

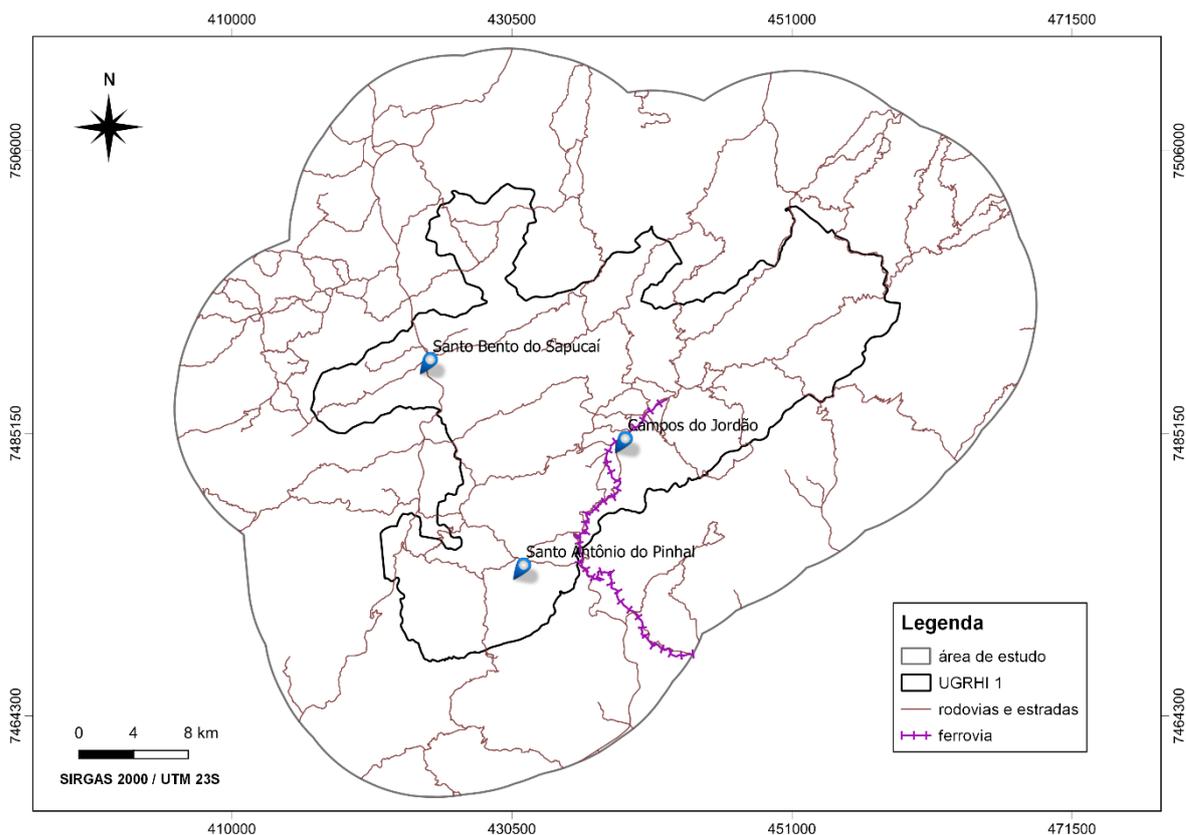
A área de estudo é ocupada por uma rede de estradas interestaduais (que ligam os estados de São Paulo e Minas Gerais), estradas intermunicipais, e uma ferrovia. Entre as estradas, há vias pavimentadas e vias não pavimentadas. Os dados primários da rede viária da área de estudo foram obtidos através do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Foi utilizada a Base Cartográfica (BC250) de 2019, elaborada em escala 1:250.000 (IBGE, 2022). Esse shapefile das rodovias foi editado e complementado com uma vetorização feita neste estudo, em escala 1:5.000, trazendo mais detalhamento da rede de transportes. Essa vetorização foi feita sobre os mapas disponíveis no software QGIS, como o Google Satellite, Google Terrain e o

Google Road. O shapefile resultante dessa vetorização foi posteriormente reprojetoado para o SRC utilizado neste estudo (EPSG: 31983), e adicionado ao projeto.

O shapefile da ferrovia da área de estudos (EFCJ), também da base de dados do IBGE (2022), foi editado e reprojetoado de forma similar ao shapefile das rodovias; sendo corrigido ao longo do seu trajeto, e estendido até o seu ponto final na paisagem, em uma vetorização feita na escala 1:3.000.

A Figura 10 apresenta o mapa final vetorizado da rede viária, com as rodovias, a ferrovia EFCJ, e as cidades que compõem os três municípios da UGRHI Mantiqueira.

Figura 10 - Mapa da rede viária (rodovias e ferrovia) da área de estudo, com as cidades dos três municípios que compõem a UGRHI Mantiqueira.

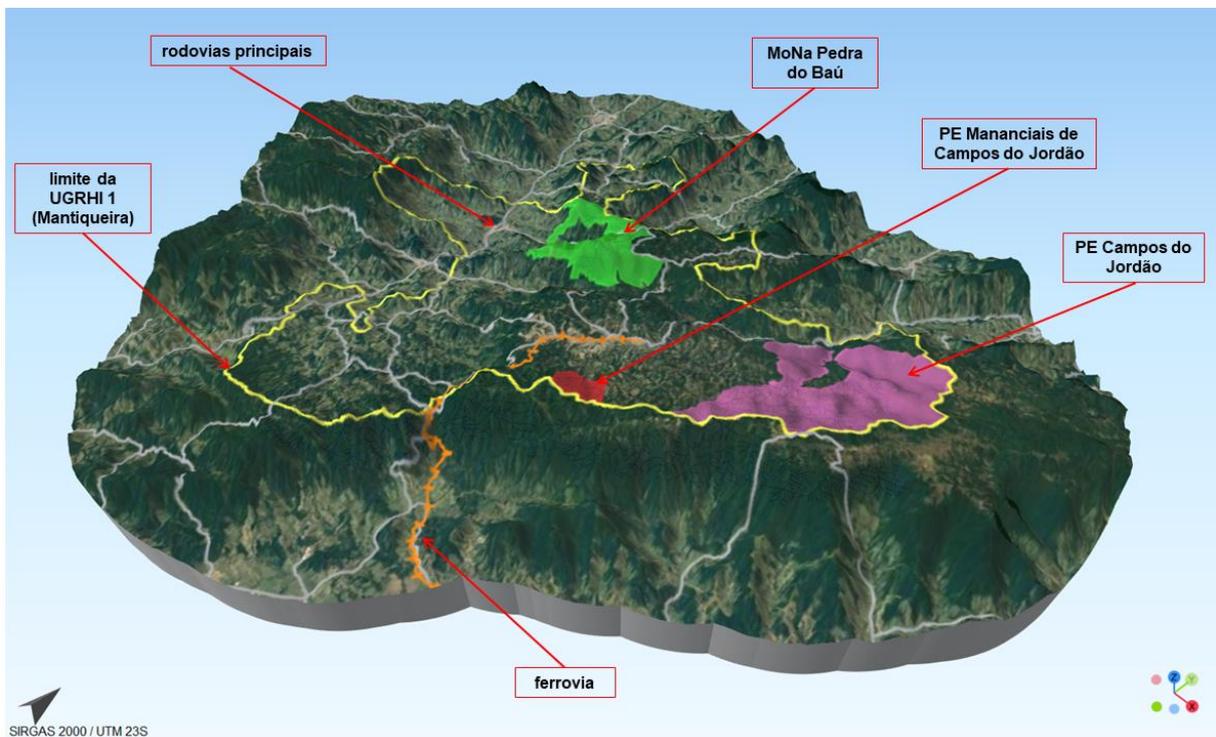


Fonte: adaptado de IBGE (2022), editado

Considerando que a topografia também é um elemento a ser analisado na avaliação da construção de uma estrutura de passagem de fauna, também foi

elaborado um mapa com visão em perspectiva (em 3D) da paisagem, com o posicionamento das principais estradas e da ferrovia no relevo. Os dados de relevo para a elaboração desse mapa em perspectiva foram obtidos do Modelo Digital de Superfície GLO-30, do Programa Copernicus, com 30m de resolução (OPENTOPOGRAPHY, 2022). Essa imagem foi reprojeta para o sistema de coordenadas do projeto, e adicionada aos shapefiles das principais rodovias, ferrovia, e as três Unidades de Conservação da área de estudo (vide Figura 11).

Figura 11 - Visão em perspectiva da área de estudo com as principais rodovias, a ferrovia e as três UCs de Proteção Integral da UGRHI Mantiqueira



Fonte: adaptado de Copernicus (2022) e IBGE (2022), editado

4.2 COMPOSIÇÃO DA PAISAGEM

Os diferentes tipos de usos e coberturas do solo da paisagem verificados no mapeamento MapBiomias do ano de 2019 foram separados em classes (de uso e

cobertura), em áreas (em hectares), e em porcentagem de ocupação da região de estudos. Também foram apresentadas as áreas médias e medianas de cada classe na paisagem.

A Tabela 2 apresenta as áreas ocupadas pelas classes de uso e cobertura do solo da área de estudos.

Tabela 2 - Áreas das classes de uso e cobertura do solo da URGHI Mantiqueira e *buffer* de 10km (ano de 2019)

Classe de Uso e Cobertura do Solo	Número de elementos	Área da classe (ha)	Proporção na paisagem (%)	Áreas médias (ha)	Áreas medianas (ha)
Floresta natural	3480	1192575845,00	51,368	34,27	1,26
Floresta plantada	1330	5960,59	2,567	4,48	1,43
Pastagem	4366	57827,16	24,908	13,24	1,43
Agricultura (cana)	23	127,66	0,055	5,55	1,85
Agricultura (lavoura perene)	2	7,91	0,003	3,95	3,95
Agricultura (soja)	7	7,23	0,003	1,03	0,84
Agricultura (outras lavouras temporárias)	272	518,64	0,223	1,91	0,76
Mosaico agricultura e pastagem	10157	45452,35	19,578	4,47	1,01
Infraestrutura urbana	38	1284,04	0,553	33,79	3,49
Áreas não vegetadas (mineração e outras)	39	42,98	0,019	1,10	0,84
Afloramento rochoso	748	1585,20	0,683	2,12	1,18
Corpos d'água	51	93,10	0,040	1,83	0,93

Dados extraídos do MapBiomas (2019), através do plugin LECOS (2016)

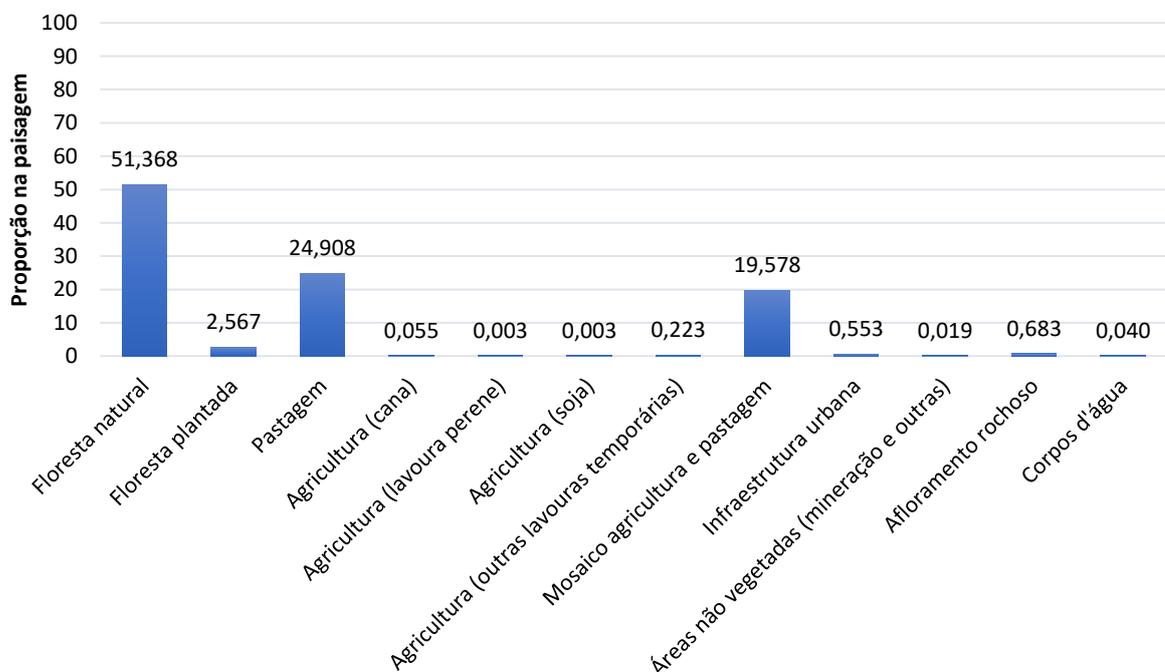
O predomínio na paisagem é da classe “Floresta natural”, que se refere aos fragmentos florestais nativos. Esta classe é a classe dos habitats das espécies, para as quais se voltam as ações e intenções de restabelecimento da conectividade em uma paisagem (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2020; TAMBOSI et al., 2013). Na paisagem da UGRHI Mantiqueira e entorno de 10km essa classe foi registrada ocupando pouco mais da metade da área de estudos, com 51,368% da cobertura total do solo. Entretanto, a resolução da imagem orbital utilizada não permitiu a distinção entre manchas de habitats com menos de 30m. O que se verificou na imagem da área de estudos foi um grande contínuo de floresta nativa, ocupando uma extensa região

da paisagem, além de muitos outros fragmentos florestais menores. Porém sabe-se que embora a floresta atlântica seja a formação presente em grandes áreas da Serra da Mantiqueira, essa não é a realidade na maioria desse domínio, devido à fragmentação existente (POMPEU et al., 2018).

A segunda classe mais representativa na paisagem foi a pastagem, seguida de mosaicos de agricultura e pastagem (com 24,9% e 19,578% de ocupação da área total, respectivamente). As áreas identificadas exclusivamente como agricultura (reunindo todas as subclasses deste grupo) somaram 0,285% de cobertura da paisagem, somente. As demais classes de uso e cobertura do solo identificadas foram menos representativas em extensão - apresentando todas as demais classes restantes, juntas, uma cobertura de 4,147% da área total da paisagem.

O gráfico da Figura 12 ilustra a porcentagem de uso e cobertura do solo de cada classe, no ano de 2019.

Figura 12 – Porcentagens das áreas ocupadas por cada classe de uso e cobertura do solo da região de estudo



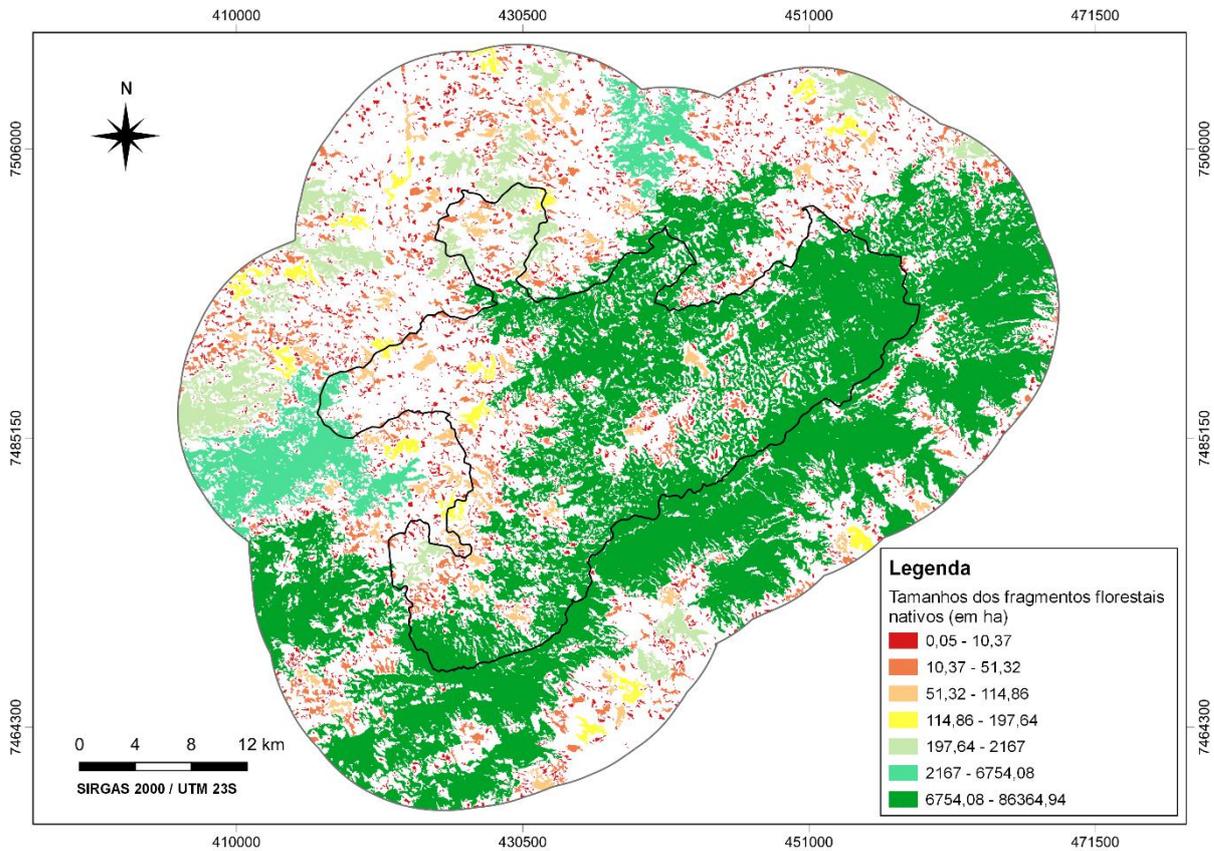
Dados extraídos do MapBiomas (ano de 2019), através do plugin LECOS (2016)

A classe “Corpos d’água” no Projeto MapBiomass, em áreas continentais, refere-se aos rios, córregos, lagos e lagoas. Entretanto, também devido à resolução espacial da imagem utilizada ser de 30 metros, os cursos d’água que não possuem largura mínima de 30m não foram detectados, e, portanto, não apareceram na imagem matricial. Mas a área de estudos apresenta muitos córregos e rios, pertencentes à Bacia do Rio Grande e à Bacia do Rio Paraíba do Sul (ANA, 2022); porém, todos possuem menos de 30m de largura. Assim sendo, nem na imagem raster, nem na imagem vetorizada automaticamente a partir do raster, os cursos d’água lineares da paisagem foram registrados. Logo, eles não foram analisados (quantificados) nessa classe de cobertura do solo. A hidrografia dos rios e córregos foi acrescentada posteriormente através de shapefiles (ANA, 2022), somente para efeito de localização dos mesmos na paisagem.

Entretanto, a classe “Corpos d’água” foi detectada como classe da paisagem (e ela perfaz o total de 0,04% da cobertura do solo). Essa classe referiu-se exclusivamente aos lagos e lagoas presentes na UGRHI Mantiqueira e entorno, de propriedades privadas ou de empresas.

Após a vetorização de todas as classes de uso e cobertura do solo (e elaboração do primeiro mapa), apenas os fragmentos florestais nativos foram separados em um outro mapa. Esses fragmentos florestais foram então classificados em sete classes de tamanhos (áreas), que são apresentadas na Figura 13.

Figura 13 - Tamanhos (áreas) dos fragmentos florestais nativos da região de estudos (ano de 2019)

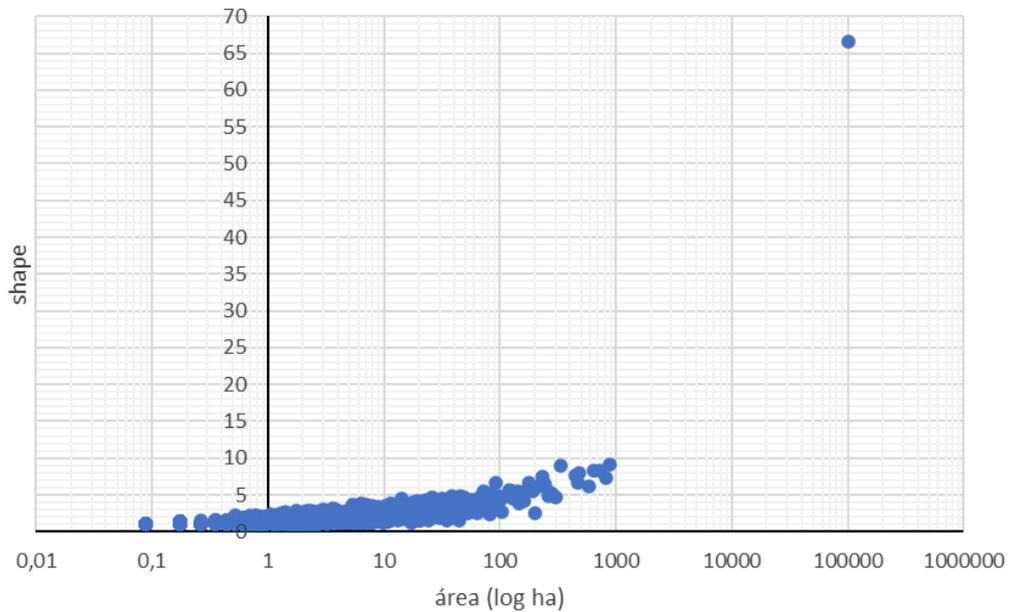


Fonte: adaptado de MapBiomias (2022a)

O tamanho médio dos fragmentos florestais nativos da área de estudos foi de 34,27ha (conforme Tabela 2). Porém este valor médio foi alcançado devido ao tamanho (área) do grande contínuo de floresta nativa, que elevou o valor médio desses fragmentos (vide Figura 13).

A Figura 14 apresenta a relação entre as áreas e as formas dos fragmentos florestais nativos da região de estudos. Neste gráfico é possível visualizar o tamanho discrepante do grande fragmento florestal (grande contínuo de floresta nativa) em relação aos demais fragmentos da área, sendo considerado como um valor *outlier*. O eixo X (áreas dos fragmentos) foi transformado em escala logarítmica para permitir uma melhor visualização da distribuição dos pontos do gráfico.

Figura 14 - Gráfico da relação entre a forma e o tamanho dos fragmentos florestais nativos da área de estudos (todos os fragmentos nativos)

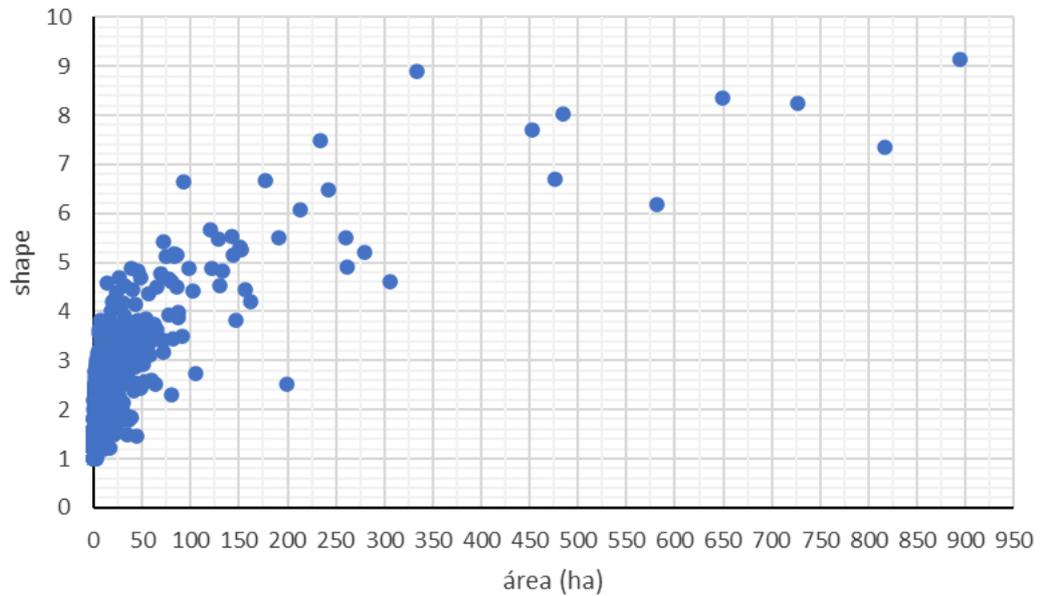


Fonte: dados extraídos do MapBiomass (ano de 2019) através do FRAGSTATS (2012). Notar o valor discrepante (*outlier*) do grande contínuo florestal nativo

A medida *shape* (do eixo Y) indica quão regular ou irregular é um fragmento, considerando uma razão da medida do seu perímetro pela sua área (MCGARIGAL et al., 2012). Fragmentos com *shape* igual ao valor 1 são considerados completamente regulares (com uma razão igualitária entre seus perímetro e área). Quanto maior o valor *shape*, maior a medida do seu perímetro em relação à sua área, e consequentemente, mais irregulares são considerados os formatos desses fragmentos - configurando assim, habitats mais expostos aos efeitos de borda (RICKLEFS, 2011).

Para uma melhor visualização gráfica das áreas dos fragmentos florestais nativos, foi retirado o fragmento de tamanho discrepante (o *outlier*), e os demais fragmentos foram reanalisados. A Figura 15 apresenta o mesmo gráfico da figura anterior, porém com a remoção do grande fragmento florestal nativo. O eixo X desta vez não foi colocado em escala logarítmica.

Figura 15 - Gráfico da relação entre a forma e o tamanho dos fragmentos florestais nativos da área de estudos (sem o grande fragmento florestal)



Fonte: dados extraídos do MapBiomias (ano de 2019) através do FRAGSTATS (2012)

Pode-se visualizar através da Figura 15 que a grande maioria dos fragmentos florestais nativos da área de estudos possui menos de 50ha. E que os fragmentos florestais com áreas maiores apresentam uma tendência a terem valores de *shapes* mais elevados - ou seja, serem fragmentos com formatos mais “irregulares”.

4.3 NÍVEIS DE RESISTÊNCIAS DAS MATRIZES

Os resultados completos obtidos nas entrevistas com os especialistas sobre os níveis de resistências das matrizes (classes de uso e cobertura do solo da paisagem), são apresentados no Apêndice A. A Tabela 3 apresenta um resumo dos valores verificados nessas entrevistas, apresentando as medianas dos valores de resistência das matrizes avaliadas.

Tabela 3 - Medianas dos valores de resistências das matrizes para a movimentação de mamíferos terrestres (segundo os especialistas entrevistados)

MATRIZES	VALOR DE RESISTÊNCIA (MEDIANA)
floresta plantada (comercial)	10
agricultura (todas as culturas)	40
pastagem	80
mosaico agricultura/pastagem	40
áreas de mineração	160
áreas urbanas	320

Fonte: entrevistas feitas com 12 profissionais de campo especialistas em mamíferos silvestres; os valores de todas as entrevistas para cada classe estão apresentados no Apêndice A

Sobre os valores de resistência das demais classes *floresta natural (nativa)*, *corpos d'água e rede viária (rodovias/ferrovias)* - sendo esta última não verificada na imagem de satélite, mas acrescentada posteriormente como uma camada vetorizada - foram feitas algumas considerações.

Por não se tratar de uma classe de matriz, a classe *floresta natural (ou nativa)* não foi apresentada como tal aos especialistas entrevistados; e, portanto, ela não foi mensurada em níveis de resistência. Essa classe é composta pelos fragmentos florestais nativos, que são os habitats das espécies. Assim sendo, não se considera que há resistência na movimentação das espécies por essa classe (ou, a resistência é mínima). Para efeito de tabulação do valor dessa classe no software Graphab, foi apresentado o menor valor possível de resistência: foi considerado o valor 1 (pois o Graphab não permite o uso do valor zero para as resistências das classes).

Sobre a classe *corpos d'água*, conforme verificado anteriormente, devido à resolução espacial da imagem utilizada ser de 30m (imagem do satélite Landsat), não houve registros dos rios e córregos da paisagem (pois todos os cursos d'água lineares presentes na área de estudos possuem menos de 30m de largura). Ou seja, os rios e córregos desta paisagem não foram considerados pelo programa de corredores ecológicos, devido à restrição trazida pela resolução da imagem matricial.

Porém, embora os cursos d'água lineares não tenham sido registrados, as presenças de outros tipos de corpos d'água, compostos pelos lagos e lagoas, foram identificados no raster da área de estudos. E uma vez que as análises de corredores ecológicos estão sendo feitas neste estudo considerando o grupo de mamíferos terrestres de médio e grande porte - animais que se deslocam eficientemente sobre o solo - foi assumido que a presença de um corpo d'água em formato de lagoa ou lago não é um impeditivo de movimentação para o animal, uma vez que ele consegue circundá-lo, e prosseguir o seu caminho pela paisagem. A presença de um lago ou lagoa para um mamífero terrestre de médio e grande porte apresenta algum nível de resistência ao movimento; porém, não ao ponto de se tornar um bloqueio.

Foi considerado, portanto, para este estudo, que os corpos d'água geométricos (representados estritamente por lagos e lagoas na imagem analisada, com tamanho médio de 1,83ha), apresentaram um valor de resistência igual à metade do valor da classe com menor resistência. Ou seja, a classe *corpos d'água* desta paisagem foi computada no Graphab com o valor de resistência 5 (para a movimentação dos animais terrestres). Este valor assumido, igual à metade de outro valor da escala, foi decidido para manter a padronização dos valores de resistências definidos para este estudo, com as classes apresentando valores sequenciais dobrados (ALBERT et al., 2017).

Por fim, a *rede viária* (as rodovias e a ferrovia) também não foi verificada na imagem de satélite da área de estudos (devido à resolução de 30m); e, portanto, ela também não foi identificada e considerada pelo programa no delineamento dos corredores. Essa camada foi acrescentada posteriormente na avaliação, como uma camada vetorizada editada (IBGE, 2022).

Assim, os valores finais definidos para as classes de uso e cobertura do solo da paisagem, para as análises no software Graphab, foram fixados conforme apresentado na Tabela 4:

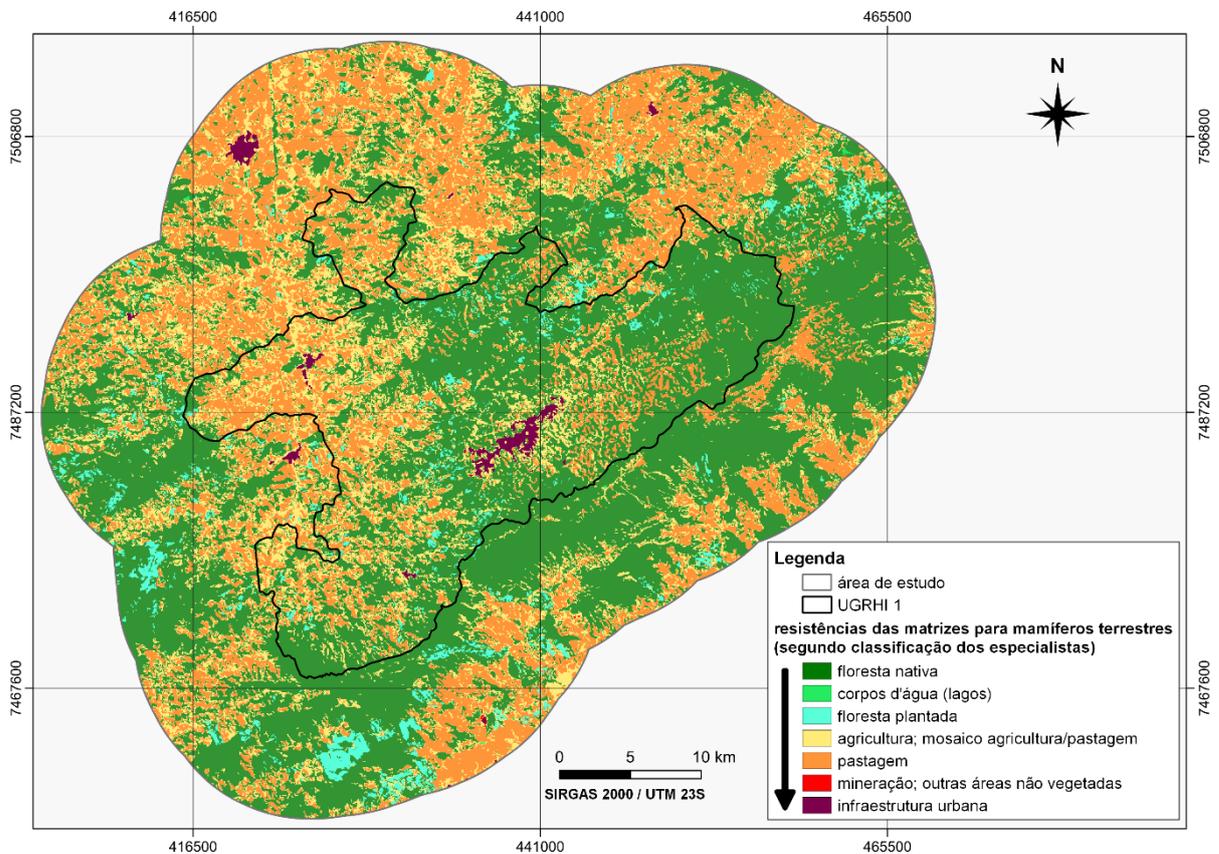
Tabela 4 - Valores de resistências das classes de uso e cobertura do solo utilizados para o delineamento dos corredores ecológicos

CLASSES DE USO E COBERTURA DO SOLO	VALOR (CUSTO) DE RESISTÊNCIA
floresta natural (nativa)	1
corpos d'água (lagos e lagoas)	5
floresta plantada (comercial)	10
agricultura (todas as culturas)	40
mosaico agricultura/pastagem	40
pastagem	80
áreas de mineração	160
áreas urbanas	320

Nota: com exceção dos valores das classes floresta natural e corpos d'água, os demais valores das matrizes foram adquiridos das entrevistas com os especialistas (vide Apêndice A)

Com esses valores dos custos de resistência da Tabela 4, foi elaborado um mapa ilustrando os níveis graduais de resistência de cada classe de uso e cobertura do solo da paisagem para o grupo de mamíferos terrestres de médio e grande porte (vide Figura 16).

Figura 16 - Resistências das classes de uso e cobertura do solo da área de estudo para a movimentação de mamíferos terrestres



Fonte: adaptado de MapBiomias (2022a)

A classe floresta nativa são os reservatórios de biodiversidade (SAURA, 2019), ou, os habitats das espécies. As demais classes são consideradas matrizes.

4.4 DELINEAMENTO DOS CORREDORES ECOLÓGICOS

Atentando à questão da falta de associação entre a delimitação de corredores ecológicos e o alcance de uma efetiva conectividade entre as áreas de uma paisagem, segundo Pereira e Cestaro (2016), foi considerado neste estudo que os caminhos de menores custos de movimentação dos animais seriam as bases para o delineamento de corredores, de acordo com Parks; McKelvey e Schwartz (2013) e Wolfhard e

Raedig (2019). Os produtos desses termos (caminhos de menores custos e corredores ecológicos) foram então trabalhados como sinônimos neste estudo.

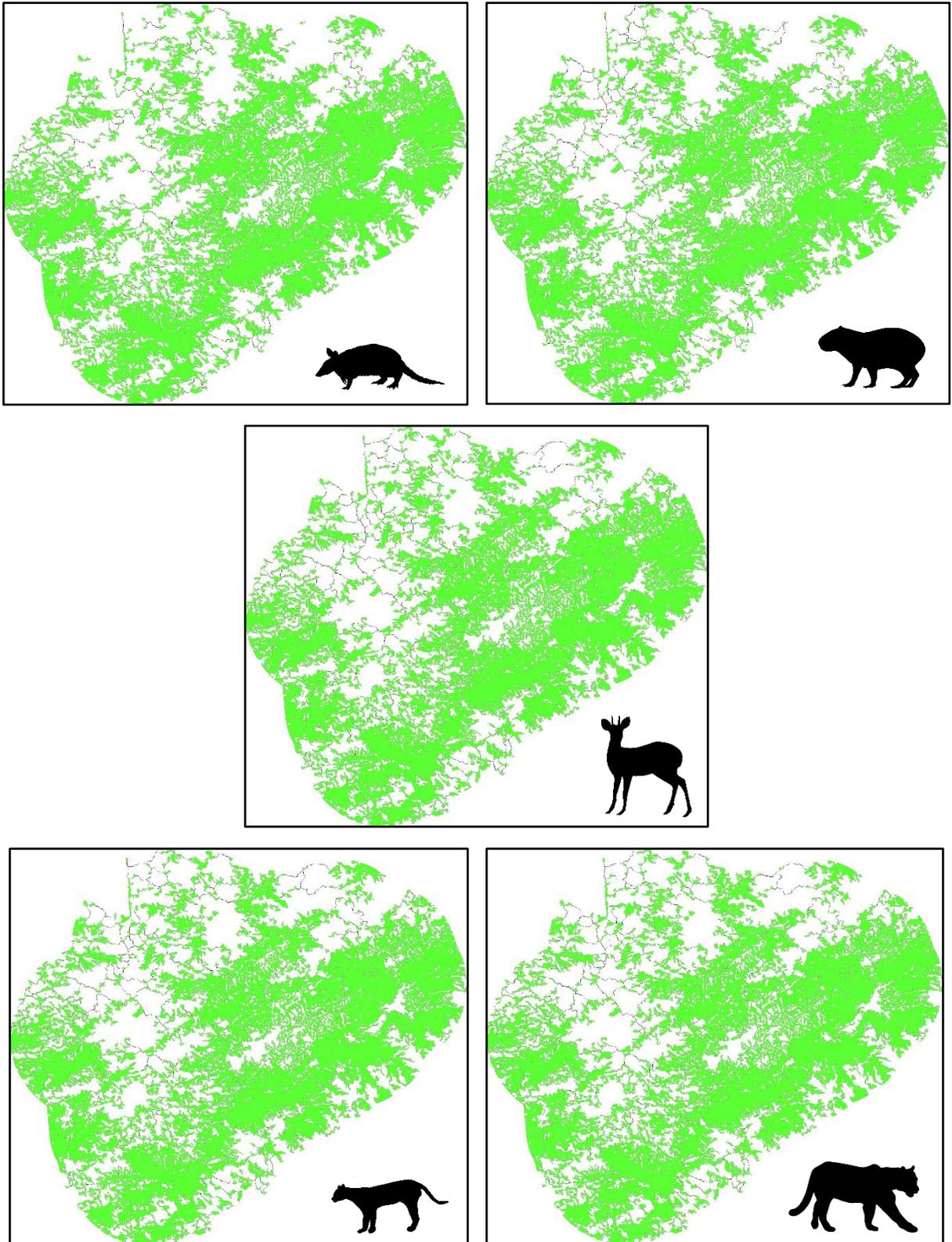
Os caminhos de menores custos (LCP, da sigla em inglês) foram identificados com base nos valores de resistências das matrizes à movimentação dos animais (valores adquiridos dos especialistas), e nos valores de dispersão das espécies selecionadas. O software Graphab avaliou a imagem raster da área de estudos, e juntamente com esses valores de resistências e de dispersões, mapeou os caminhos de menores custos dos mamíferos no deslocamento entre um e outro fragmento florestal nativo da paisagem.

Como foram analisadas cinco distâncias de dispersão das espécies (para que se pudessem verificar as possíveis diferenças nos resultados dos corredores de fauna na paisagem), foram obtidos cinco mapas de caminhos de menores custos, para as cinco classes de dispersão avaliadas:

- classe de dispersão pequena (2km);
- classe de dispersão pequena/média (4km);
- classe de dispersão média (6km);
- classe de dispersão média/grande (10km);
- classe de dispersão grande (60km).

A Figura 17 apresenta os mapas elaborados com os caminhos de menores custos (LCP) para os mamíferos, para as cinco classes de dispersão analisadas neste estudo.

Figura 17 - Caminhos de menores custos na paisagem para as cinco classes de dispersão avaliadas



Legenda: as áreas em verde são os habitats das espécies, e as linhas cinzas-claras indicam os caminhos de menores custos (LCP), para as cinco classes de dispersão analisadas. Adaptado de Graphab (2022)

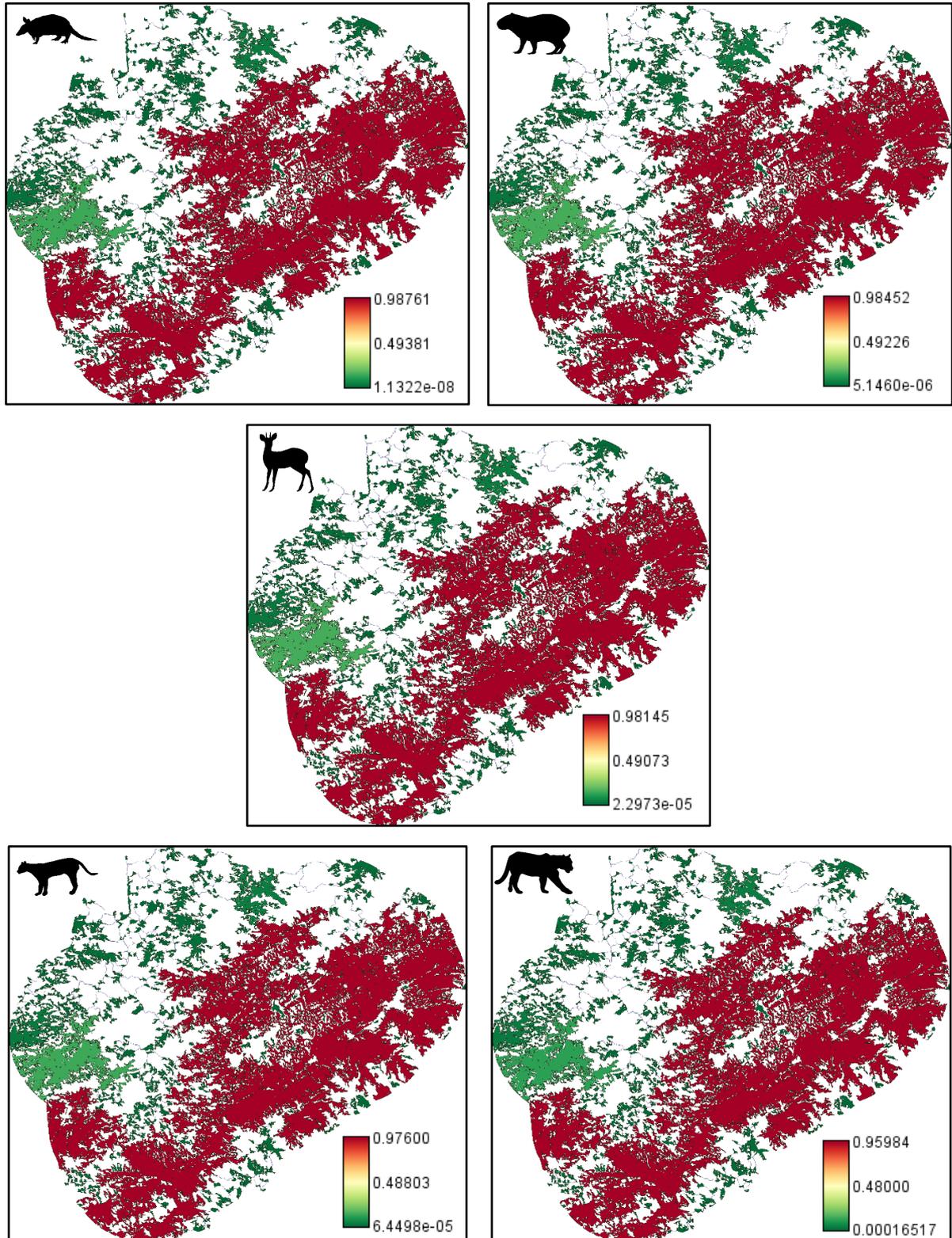
Os caminhos de menores custos em uma paisagem aumentam conforme aumenta a capacidade de dispersão da espécie. Isso ocorre porque à medida que os organismos apresentam maior “distância de alcance” de fragmentos vizinhos, aumenta-se o número de habitats disponíveis para essa espécie, e com isso, o número de fragmentos funcionalmente interligados (SAURA, 2019). No grafo, esses caminhos aparecem como os links (as conexões) entre os nós ou *patches* (os fragmentos florestais).

O que se verificou após a análise dos mapas gerados para as cinco classes de dispersão deste estudo é que os caminhos de menores custos diferiram da classe pequena para pequena/média, e da classe pequena/média para a classe média (as duas menores classes de dispersão). A partir da classe média de dispersão, os caminhos foram iguais para os três valores maiores de dispersão dos mamíferos. Ou seja, na paisagem deste estudo, a partir da distância de dispersão de 6km, os caminhos de movimentação dos animais (os caminhos de menores custos) foram os mesmos.

Após a geração dos mapas com os caminhos de menores custos para essas cinco classes, também foi verificada uma métrica de conectividade da área de estudos. Foi calculado o índice dPC (delta Probabilidade de Conectividade), para análise do grau de contribuição (ou do nível de importância) de cada fragmento florestal nativo (os nós) para a conectividade geral da paisagem. Essa importância dos fragmentos para a conectividade se revela tanto como estes sendo habitats propriamente ditos, ou como também sendo elementos conectores ou *stepping stones* na paisagem - conforme Baranyi et al. (2011) e Bodin e Saura (2010).

A Figura 18 apresenta os resultados dessa análise de importância (ou de contribuição) para a conectividade dos fragmentos de habitat, através do índice dPC, para cada uma das cinco situações de dispersão avaliadas.

Figura 18 - Cálculo do dPC dos fragmentos nativos da área de estudo para as cinco classes de dispersão



Legenda: valores de dPC nas cinco classes de dispersão analisadas. Os fragmentos em vermelho-escuro seriam os mais importantes (com maior contribuição) para a conectividade geral da paisagem, e os em verde-escuro seriam os fragmentos com menor nível de contribuição. Adaptado de Graphab (2022)

O que se pode verificar com base nos mapas e nos valores de dPC da Figura 18, é que de uma forma geral, o grande contínuo de floresta nativa (que ocupa a maior região, com os fragmentos em cor vermelho-escuro) exerce papel preponderante na conectividade global dessa paisagem, confirmado pelos valores muito altos de dPC (o valor máximo seria 1) nas cinco classes de dispersão analisadas.

Também pode-se constatar que quanto menor o valor de dispersão da espécie, comparando com os valores de dispersão dos outros animais, maior se torna a importância (o dPC) desse grande contínuo florestal - uma vez que a capacidade desse animal de alcançar outros fragmentos da paisagem não é a mesma de outros animais que possuem capacidades de dispersão maiores; e por isso, para esse animal, esses fragmentos são vitais para a conectividade. De forma contrária, para o mesmo animal com menor dispersão, os fragmentos que possuem os menores valores de dPC são ainda menores para ele, uma vez que a sua capacidade de dispersão restringe ainda mais o acesso a esses fragmentos; e com isso, a importância desses fragmentos para a conectividade da paisagem, para essa dada espécie, é bem baixa. Animais com capacidades de dispersão maiores teriam maior probabilidade de alcançar esses fragmentos mais isolados, e estes fariam parte de sua rede de habitats funcionalmente conectados; o que já não ocorre para a espécie com menor capacidade de dispersão (BARANYI et al., 2011; BODIN; SAURA, 2010).

4.5 IDENTIFICAÇÃO DOS LOCAIS PARA INSTALAÇÕES DAS ESTRUTURAS DE PASSAGENS DE FAUNA

As rodovias geralmente são apresentadas nos estudos de paisagens como umas das classes que recebem os mais altos valores de resistência (ALBERT et al., 2017; AVON; BERGÈS, 2016). Entretanto, dado o número de atropelamentos de fauna silvestre que são registrados em muitos estudos científicos e em registros não-científicos, verifica-se que os animais não deixam de cruzar as vias de trânsito, mesmo diante da dúvida e do receio da travessia (ABRA et al., 2021; ENVIRONBIT, 2022; GRILO et al., 2018; MARQUES, 2022b). Ou seja, percebe-se que nos deslocamentos dos animais por uma paisagem, as rodovias e ferrovias não são vistas como barreiras

quase intransponíveis (isto é, com altos valores de resistência, como os estudos costumam sugerir) - e que, teoricamente, inviabilizariam aquele trajeto. Ao contrário disso, a realidade é que os animais cruzam as estradas muito mais do que imaginamos. E por isso, tantos morrem atropelados, conforme documentado por vários registros (ENVIRONBIT, 2022).

Diante disso, optou-se neste estudo pelo delineamento dos caminhos de menores custos (LCP) para a fauna, *a priori*, sem a inserção das estradas e ferrovia como elementos de resistência na paisagem; e *a posteriori*, foi feita a análise crítica desses caminhos de fauna, cruzando-os com os shapefiles das rodovias e ferrovia da paisagem. Isso porque uma vez que se apresentassem inicialmente valores de resistência para as rodovias e ferrovia nas análises dos caminhos de menores custos, estes sofreriam alterações no seu delineamento, já que o programa consideraria os valores de impedância da rede viária (FOLTÊTE et al., 2022). A ausência de valoração de resistência para a rede viária (rodovias e ferrovia) foi intencional, para que se pudesse, em um primeiro momento, encontrar quais seriam os verdadeiros caminhos de movimentação dos animais pela paisagem, caso não existissem as vias de trânsito humano.

Somente após a criação dos mapas com os caminhos de menores custos para os animais (para as cinco classes de dispersão), estes foram sobrepostos aos shapefiles das rodovias e ferrovia da área de estudos. Com a união desses mapas (dos caminhos de fauna e das vias de trânsito), puderam ser então verificados os pontos críticos na paisagem, que são os locais de cruzamento entre os caminhos de fauna e as vias de trânsito. Dessa forma, acreditou-se ser possível obter uma visão mais realística dos pontos de intersecção entre os caminhos de movimentação dos animais com as vias de trânsito da paisagem.

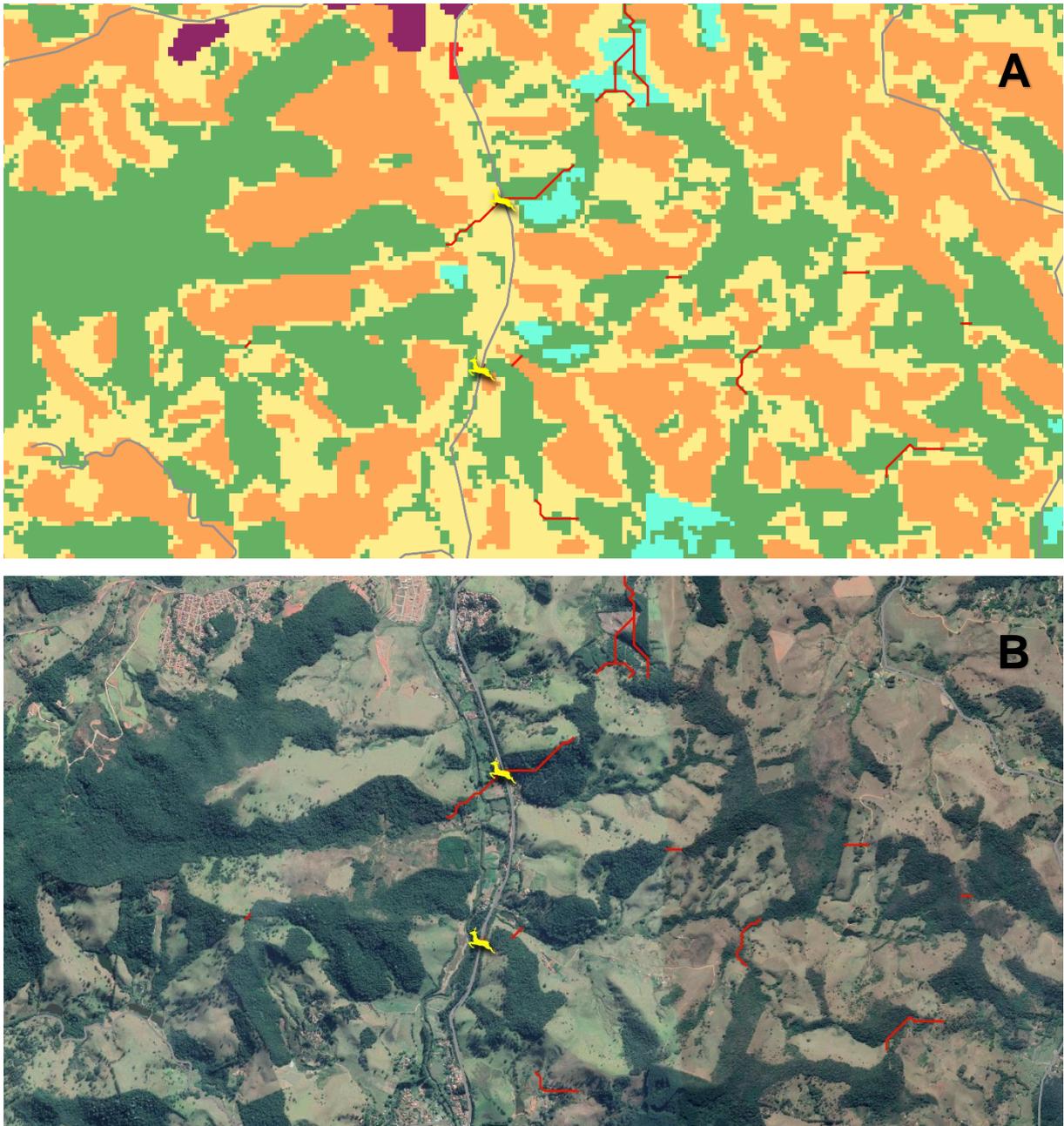
Diante da análise dos cinco mapas de caminhos de menores custos para a fauna (das cinco classes de dispersões), e com a verificação de que o máximo de caminhos foi encontrado a partir da distância de dispersão de 6km (não mais aumentando acima dessa distância), optou-se pela identificação dos locais para as estruturas de passagens de fauna no mapa de dispersão de 6km (classe de *dispersão média*). Isso também está de acordo com Tambosi; Silva e Rodrigues (2012), que

sugerem a adoção de organismos com capacidade intermediária de deslocamento em estudos de priorização de áreas para o ganho de conectividade da paisagem.

Esse mapa de caminho de menor custo (LCP) de 6km foi sobreposto ao mapa das redes viárias da área de estudo, e após a verificação de todos os pontos de sobreposição entre eles, foram sinalizados os locais onde ocorreram os cruzamentos (entre os trajetos humanos e os trajetos de fauna silvestre). Esses pontos onde foram identificados os cruzamentos são os locais indicados para a instalação das estruturas de passagens de fauna (ou também de outras medidas de proteção). Para essa verificação, foram seguidos os critérios apresentados no item 3.8 deste estudo.

A Figura 19 ilustra como o programa de elaboração de corredores ecológicos (Graphab) visualiza o raster da paisagem, e através dos valores associados para as diferentes classes de uso e cobertura do solo (as matrizes), identifica os caminhos de menores custos (LCP) para a fauna. Ao lado esquerdo, um recorte do raster com as matrizes diferenciadas por cores (conforme a Figura 16); ao lado direito, o mesmo recorte, na representação real da paisagem.

Figura 19 - Exemplificação de como foram identificados os caminhos de menor custo (LCP) e os pontos para as estruturas de passagens de fauna

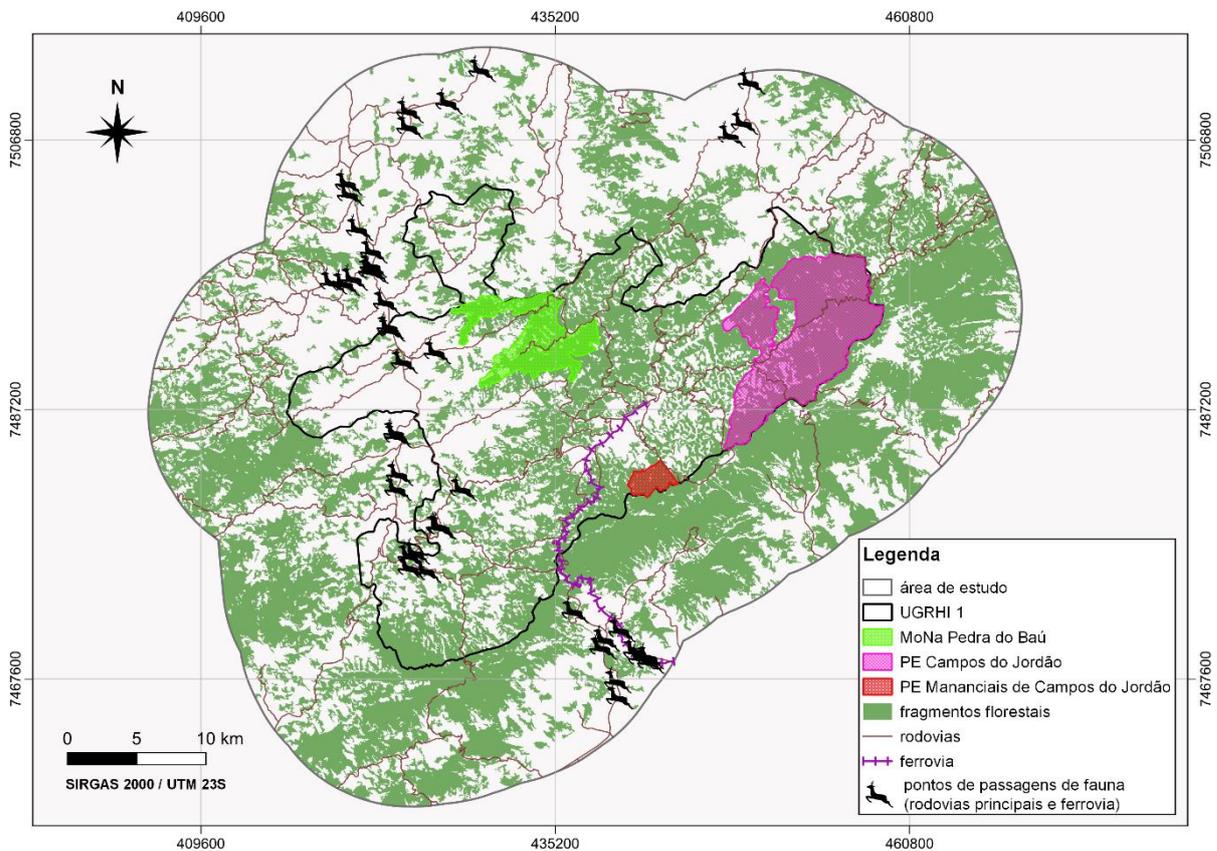


Legenda: dois recortes do mesmo local da paisagem. Em A, o raster com diferentes classes de uso e cobertura do solo (matrizes) diferenciadas por cores (conforme a Figura 16). Em B, visão realística do mesmo cenário. Os caminhos de menor custo (LCP) estão identificados pelas linhas vermelhas; a linha cinza é uma rodovia; a representação do animal (em amarelo) indica o local de cruzamento de LCP com a rodovia, e portanto, é o ponto identificado para implantação de uma estrutura de passagem de fauna (ou outras medidas de mitigação de impactos sobre a fauna)

Foram identificados 44 pontos na paisagem (3 na ferrovia e 41 nas rodovias), onde são sugeridas as instalações de estruturas de passagens de fauna, ou outras

medidas de proteção à fauna e aos motoristas. Esses pontos foram vetorizados em escala 1:2.000 para apresentação em um mapa, juntamente com os fragmentos florestais nativos (vide Figura 20). As coordenadas de todos os pontos identificados estão apresentadas no Apêndice B deste estudo.

Figura 20 - Pontos identificados nas principais rodovias e na ferrovia da área de estudos para a instalação de estruturas de passagens de fauna e/ou outras medidas de proteção



Fonte: adaptado de Graphab (2022) e IBGE (2022)

Além das rodovias principais, também foram analisadas as vias (rodovias e estradas) situadas entre as três Unidades de Conservação da área de estudos, e as que as atravessam. Não foram verificados pontos críticos nas vias entre essas áreas protegidas que demandassem instalações de estruturas de passagens de fauna.

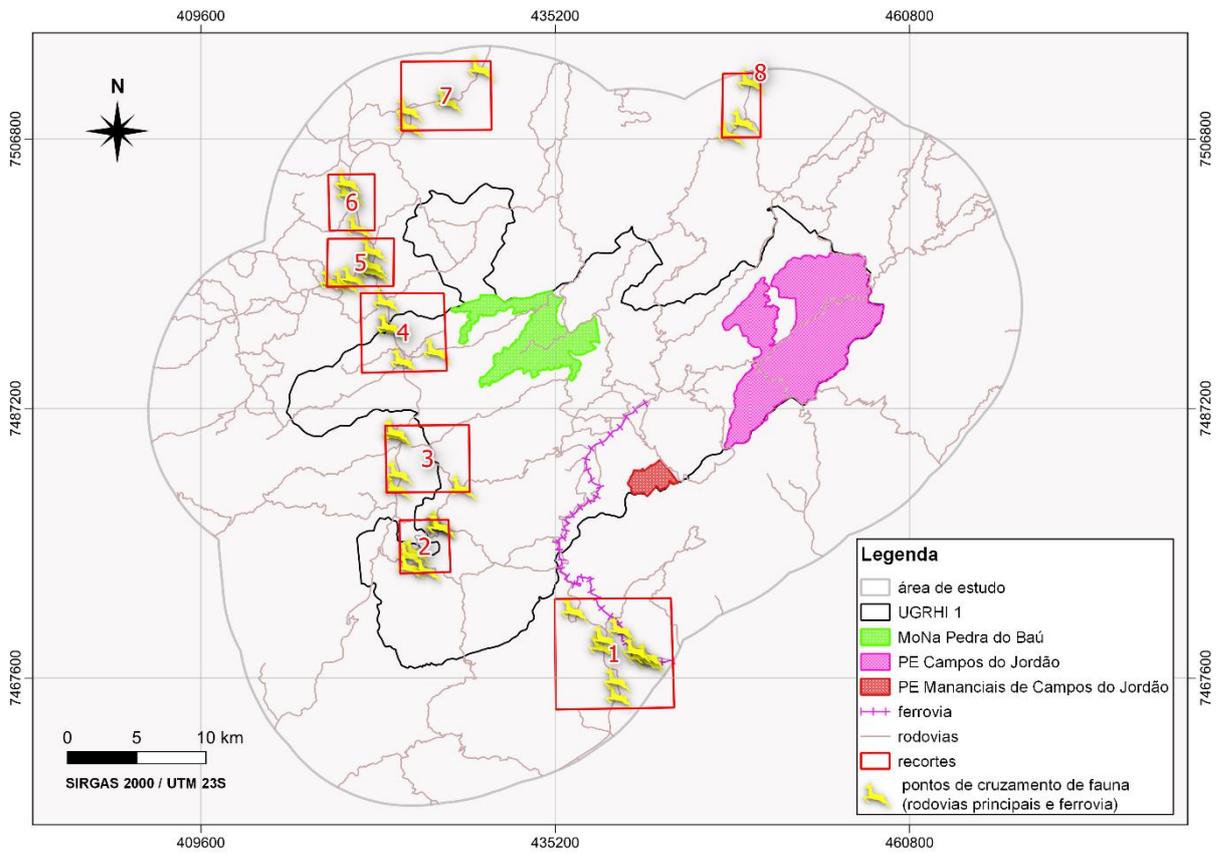
Devido à resolução da imagem de satélite utilizada neste estudo, algumas limitações se apresentaram. A primeira a destacar foi a verificação de um extenso

contínuo de floresta nativa por grande parte da paisagem analisada. Embora a área possua significativa cobertura florestal (MAPBIOMAS, 2022a), a classe floresta natural (floresta nativa) pode, em uma imagem com maior resolução espacial, apresentar uma cobertura um pouco menos contínua. Além disso, embora a acurácia do mapeamento do uso e cobertura do solo informada pelo Projeto MapBiomias seja de 85,8% (MAPBIOMAS, 2022b), verificam-se alguns pontos conflitantes na identificação do uso e cobertura. O relevo acidentado presente em grande parte da área, pertencente ao domínio da Serra da Mantiqueira, também dificultou as identificações em algumas regiões, devido à declividade da região (POMPEU et al., 2018).

O fato dos rios e córregos não terem sido registrados na imagem do MapBiomias utilizada (foram registrados apenas os lagos e lagoas), fez com que esse tipo de cobertura do solo fosse excluído das análises de resistência das matrizes da paisagem. Embora se saiba que os rios e córregos da paisagem avaliada possuem todos menos do que 30m, a análise dos caminhos de fauna feita neste estudo não considerou nenhum desses alvos. Contudo, sabe-se que os rios são matrizes que oferecem resistência em maior ou menor grau à movimentação dos animais terrestres, conforme a espécie em análise, e conforme a largura desses rios (ALBERT et al., 2017). Seria necessária uma análise com uma imagem orbital com maior resolução espacial, para que se pudessem verificar os rios, e então aplicar os valores de resistência para essa classe no software de delineamento de corredores. Dessa forma, muito provavelmente os caminhos de menores custos encontrados para as espécies sofreriam alterações.

A Figura 21 traz os locais identificados para implantação de estruturas de passagens de fauna (apresentados na figura anterior), destacados em oito recortes.

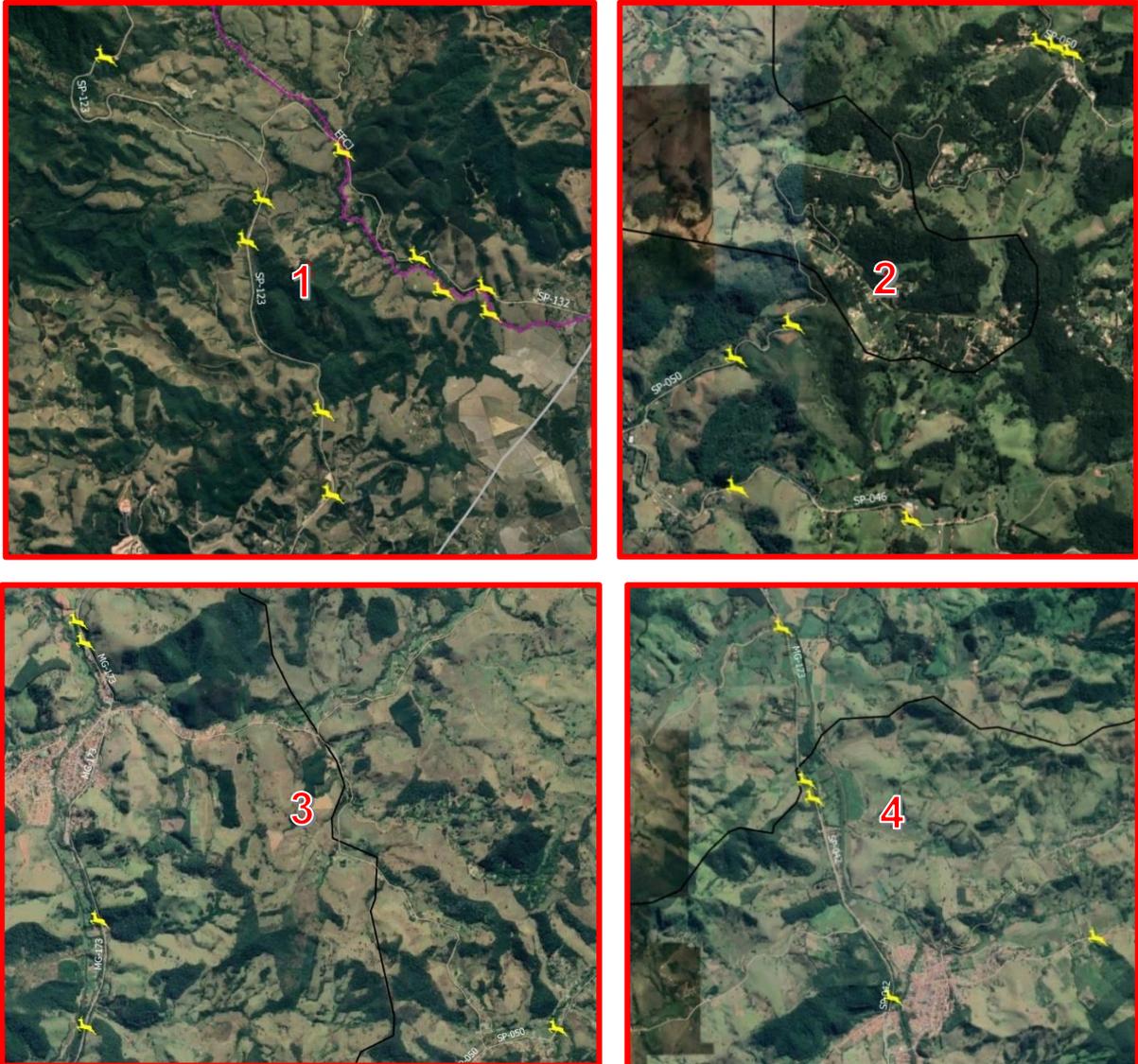
Figura 21 - Locais indicados para implantação de estruturas de passagens de fauna (e/ou outras medidas de proteção) destacados em recortes



Fonte: adaptado de Graphab (2022) e IBGE (2022)

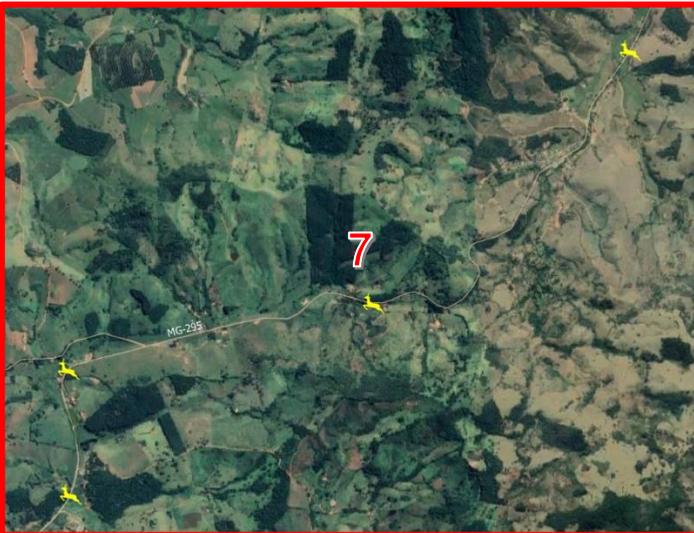
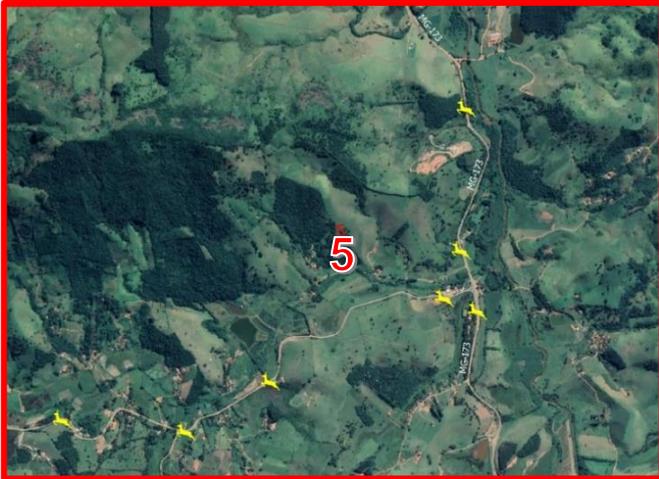
Os oito recortes destacados na Figura 21 são apresentados com mais detalhes na Figura 22 a seguir.

Figura 22 - Detalhamento dos locais identificados para implantação de estruturas de passagens de fauna e/ou outras medidas de proteção (recortes da Figura 21)



(continua)

(continuação)



Legenda: a ferrovia está representada em cor roxa, as rodovias em cor marrom clara, e a linha limite da área de estudos (do buffer de 10km) em cor cinza; a representação do animal em amarelo sinaliza o ponto para implantação de uma estrutura de passagem de fauna, ou outras medidas de mitigação de impactos sobre a fauna

Fonte: adaptado de Google Earth (2022)

Além das estruturas de passagens de fauna, outras medidas também podem ser aplicadas nesses locais identificados, e podem contribuir para a diminuição da frequência de atropelamentos e a conservação da vida silvestre. A implantação de redutores de velocidade, de radares, de placas sinalizadoras de cruzamento de fauna, limitações das velocidades máximas permitidas para os veículos, e fiscalizações efetivas, podem ajudar a mitigar os impactos de acidentes com a vida silvestre nas vias da UGRHI Mantiqueira e entorno.

5 CONCLUSÃO

As estruturas de passagens de fauna em uma paisagem geralmente são instaladas de forma remediativa, em locais onde se identificam altos números de colisões e atropelamentos de animais silvestres. Poucos estudos, nacionais e internacionais, se fixaram no confronto dos corredores ecológicos dos animais com as vias de trânsito, de forma preditiva, visando um planejamento viário sustentável. Esse olhar enviesado sobre essa questão entre corredores de fauna e malha viária se dá essencialmente por dois motivos: i) ou os corredores ecológicos são estabelecidos com vistas apenas ao cumprimento de políticas ambientais, sendo conservadas estritamente as áreas que devem ser protegidas por lei (o que não necessariamente atende à demanda natural de movimentação dos animais); ou ii) no delineamento dos corredores ecológicos nos softwares, as rodovias e ferrovias são tabuladas com altos valores de resistências, o que faz com que os mapas dos caminhos de fauna apresentem “desvios” dessas matrizes na paisagem (algo que não ocorre na prática na maioria das vezes, dado o comprovado número de atropelamentos de fauna registrados nas rodovias e ferrovias). E com isso, seja por um motivo ou por outro, normalmente não são avaliados os verdadeiros caminhos de fauna em uma paisagem. Como consequência, as identificações dos locais que necessitam de estruturas de passagens de fauna ficam comprometidas.

Por isso, consideramos que as vias de trânsito não devem ser tabuladas com valores muito altos de resistências (como normalmente são, nos estudos de

paisagens), pelos motivos supracitados. Elas podem receber valores de resistências; mas não tão altos, a ponto de os programas de delineamento de corredores inviabilizarem aquela alternativa de caminho para a fauna. Isso para que se possa verificar corretamente os verdadeiros caminhos de fauna pela paisagem (inclusive, os que passariam pelos locais onde estão as rodovias e ferrovias).

Destaca-se ainda, que a situação entre uma estrada não pavimentada, uma rodovia simples, e uma rodovia duplicada, apresentam diferentes níveis de impedância. Quanto maior a largura da estrutura viária (composta por uma, duas ou mais pistas), maior será a resistência dessa estrutura para a passagem de fauna. Se a via é pavimentada, isso geralmente favorece o desenvolvimento de velocidades maiores por parte dos veículos, o que acaba por gerar mais acidentes com os animais - já que o tempo entre o avistamento (entre o motorista e o animal), e o tempo para fuga do animal, ou para a frenagem do veículo, é menor. Essas vias, quando recebem valores de impedância, devem ser avaliadas cuidadosamente, conforme a sua estrutura local.

No caso de um caminho de menor custo (um corredor ecológico) ser identificado cruzando uma estrada não pavimentada, em uma primeira análise, não despertaria muita atenção para implantação de medidas de mitigação naquele local. Entretanto, em um trabalho de planejamento ambiental de uma paisagem, essa informação deve ser registrada, uma vez que a estrada não asfaltada poderá vir a ser convertida em estrada pavimentada futuramente. Então aquele ponto de cruzamento deverá ser documentado como um local onde possivelmente haverá a necessidade de uma passagem de fauna (ou outras recomendações de mitigação de acidentes), no futuro.

Sobre a metodologia utilizada neste estudo, foram encontradas algumas restrições quanto à imagem utilizada. A imagem de satélite com resolução espacial de 30m não forneceu alguns detalhamentos, que seriam muito relevantes. Os cursos d'água lineares (como rios e córregos) da paisagem não foram registrados pela imagem do Projeto Mapbiomas - Coleção 5 (já que os cursos d'água da área de estudo possuíam todos menos que 30m de largura). Entretanto, a avaliação da presença ou ausência de cursos d'água é relevante em um estudo de movimentação de fauna terrestre. Os rios e córregos apresentam níveis de resistência significativos para os

mamíferos terrestres, variando em maior ou menor grau, conforme a espécie. O mamífero *Hydrochoerus hydrochaeris* (cavimara), por exemplo, não é afetado pela presença dos cursos d'água na área, uma vez que ele possui hábitos semiaquáticos. Já a espécie *Dasypus novemcinctus* (tatu-galinha) certamente perceberia um rio como um bloqueio na paisagem. Essa análise dos cursos d'água lineares não pôde ser feita neste estudo, uma vez que a imagem utilizada contemplava apenas as presenças dos lagos e lagoas na região estudada.

A respeito das rodovias e ferrovias, estas também não foram registradas na imagem de satélite utilizada, devido à resolução de 30m. Entretanto, como foi a opção feita para este trabalho não acrescentar valores de resistência para essas vias (considerando como se elas “não existissem”), em um primeiro momento, e integrá-las posteriormente ao mapa LCP através de um shapefile, essa não foi uma questão que trouxe nenhum problema neste estudo.

Como parte dos objetivos deste estudo, foi verificado se entre as três Unidades de Conservação de Proteção Integral da UGRHI Mantiqueira havia alguma rodovia ou estrada seccionando os caminhos de fauna silvestre. Segundo os dados das imagens utilizadas, não foi identificado nenhum ponto crítico entre as áreas das UCs que demandasse instalações de estruturas de passagens e/ou outras recomendações de mitigação de acidentes. Entretanto, essa conclusão foi apreendida com certo cuidado, também devido à resolução das imagens utilizadas. Parte do grande contínuo florestal nativo identificado na área de estudos foi verificada na região entre essas UCs, e essa configuração fornecida pelas imagens pode ter conduzido à interpretação de ausência de pontos críticos para as passagens de fauna nessa região.

Foi considerada acertada a escolha do grupo de mamíferos terrestres como animais bioindicadores para este estudo. Por ser um grupo que comporta organismos com diferentes capacidades de dispersão, por serem animais que se deslocam diretamente sobre o substrato, e por serem animais cujos impactos dos atropelamentos geram mais prejuízos (tanto para as próprias populações silvestres, já reduzidas, quanto para os humanos, pelo volume corporal desses animais), sugere-se que esse é o grupo mais indicado para este tipo de estudo. Além disso, pelo fato de alguns mamíferos terrestres de médio e grande porte serem considerados espécies guarda-chuvas, a busca da melhoria da conectividade de uma paisagem através da

avaliação da dispersão de alguma(s) dessas espécies, beneficiaria muitas outras espécies daquela área em questão.

Os locais identificados como pontos críticos deste estudo, que seriam os locais onde são sugeridas as implantações de estruturas de passagens de fauna, podem receber não apenas as estruturas de passagens, como outras medidas mitigadoras dos impactos de atropelamentos. Redutores de velocidade, radares, placas sinalizadoras de passagens de fauna, obrigatoriedade da diminuição da velocidade de veículos nesses pontos, fiscalizações, podem, se não reestabelecer a continuidade do caminho de fauna interrompido, ao menos diminuir as mortes dos indivíduos que atravessam essas vias de trânsito.

Finalmente, o método utilizado neste estudo foi considerado bastante eficiente para a seleção de áreas para implantação de estruturas de passagens de fauna. A identificação dos caminhos de menores custos (LCP) sem a apresentação das estradas e ferrovias entre as classes de matrizes com resistência, em um primeiro momento, foi bastante interessante para verificar como se comportariam os deslocamentos dos animais pela paisagem na ausência desses elementos. A conjugação posterior dos mapas LCP com os shapefiles das estradas e ferrovias trouxe as localizações (que acreditamos serem as mais acuradas) dos pontos que necessitam de estruturas de passagens de fauna, ou outras recomendações de proteção à vida silvestre.

Para estudos futuros, ressaltamos a importância do uso de imagens de satélite com resoluções que revelem os cursos hídricos locais, para que estes também sejam considerados na valoração das resistências das matrizes da paisagem. Além disso, conforme a espécie selecionada, destacamos que o relevo da área pode ser um elemento a mais a ser considerado nas análises de movimentação da espécie pela paisagem e na avaliação da conectividade.

REFERÊNCIAS

- ABC DO ABC. **Casos de atropelamento de animais silvestres nas rodovias caem em até 5%**. Disponível em: <<https://www.abcdoabc.com.br/abc/noticia/casos-atropelamento-animais-silvestres-rodovias-caem-ate-5-111760>>. Acesso em: 30 ago. 2021.
- ABRA, F. D. **Monitoramento e Avaliação das Passagens Inferiores de Fauna Presentes na Rodovia SP-225 no Município de Brotas, São Paulo**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2012.
- ABRA, F. D. **Mammal-vehicle collisions on toll roads in São Paulo State: implications for wildlife, human safety and costs for society**. Piracicaba: Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2019.
- ABRA, F. D. et al. An estimate of wild mammal roadkill in São Paulo state, Brazil. **Heliyon**, v. 7, n. 1, p. e06015, 2021.
- AGÊNCIA BRASIL. **Viaduto vegetado para trânsito de micos-leões é inaugurado no Rio**. Disponível em: <<https://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2020-08/viaduto-vegetado-para-transito-de-micos-leoes-e-inaugurado-no-rio>>. Acesso em: 11 set. 2021.
- ALBERT, C. H. et al. Applying network theory to prioritize multispecies habitat networks that are robust to climate and land-use change. **Conservation Biology**, v. 31, n. 6, p. 1383–1396, 2017.
- ALMEIDA, A. C. DE; SANTOS, F. A. DOS. Corredores ecológicos e passagens de fauna: estratégias de manutenção da biodiversidade no Parque Estadual do Juquery-SP a partir da biogeografia da conservação. **Boletim Paulista de Geografia**, v. 1, n. 103, p. 123–147, 8 out. 2020.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen’s climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ANA. **Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Catálogo de Metadados da ANA**. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/home>>. Acesso em: 17 ago. 2021.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 23, n. 9, p. 1404–1420, 2020.
- ASSIS, J. C.; GIACOMINI, H. C.; RIBEIRO, M. C. Road Permeability Index: Evaluating the heterogeneous permeability of roads for wildlife crossing. **Ecological Indicators**, v. 99, n. December 2018, p. 365–374, 2019.
- AVON, C.; BERGÈS, L. Prioritization of habitat patches for landscape connectivity conservation differs between least-cost and resistance distances. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 7, p. 1551–1565, 2016.
- BAGER, A. **Monitoramento de fauna atropelada - Protocolo e melhores práticas**. Environment, 2021aDisponível em:

<<https://www.hotmart.com/product/monitoramento-de-fauna-atropelada-protocolo-e-melhores-praticas/C42748063K>>

BAGER, A. **Passagens superiores vegetadas para animais - do sonho à realidade**. Disponível em: <<https://bab.empreadedor-academico.com.br/passagens-superiores-vegetadas/>>. Acesso em: 28 ago. 2021b.

BALBI, M. et al. Title: Ecological relevance of least cost path analysis: An easy implementation method for landscape urban planning. **Journal of Environmental Management**, v. 244, n. April, p. 61–68, 2019.

BARANYI, G. et al. Contribution of habitat patches to network connectivity: Redundancy and uniqueness of topological indices. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1301–1310, 2011.

BARLOW, J. et al. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. **Nature**, v. 559, n. 7715, p. 517–526, 2018.

BARNES, A.; BEAZLEY, K.; WALKER, T. **Implementation of Roadkill Survey Data Across a Large Regional-Scale Landscape to Ground-Truth Modelled Wildlife Movement Corridors at Locations Where They Intersect Roads**. International Association of Landscape Ecology, North American Conference. **Anais...2020**

BARROS, F. M. et al. Matrix type and landscape attributes modulate avian taxonomic and functional spillover across habitat boundaries in the Brazilian Atlantic Forest. **Oikos**, v. 128, n. 11, p. 1600–1612, 2019.

BENTRUP, G. **Conservation Buffers - Design guidelines for buffers, corridors, and greenways**. Asheville, NC: United States. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, 2008. Disponível em: <<https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/33522>>. Acesso em: 13 ago. 2022.

BETTS, M. G. et al. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. **Nature**, v. 547, n. 7664, p. 441–444, 2017.

BÍBLIA SAGRADA. **Isaías 41:13**. ACF ed. Rio de Janeiro: Thomas Nelson Brasil, 2011.

BIZ, M.; CORNELIUS, C.; METZGER, J. P. W. Matrix type affects movement behavior of a Neotropical understory forest bird. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 10–17, 2017.

BODIN, Ö.; SAURA, S. Ranking individual habitat patches as connectivity providers: Integrating network analysis and patch removal experiments. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 19, p. 2393–2405, 2010.

BORTOLETO, L. A. et al. Suitability index for restoration in landscapes: An alternative proposal for restoration projects. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 724–735, 2016.

BORTOLETO, L. A. **Seleção e diretrizes para o design de conectores ecológicos: uma abordagem metodológica**. Sorocaba - SP: Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 25 jul. 2019.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente (MMA). Lei nº 9985 - Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC).18 de julho de 2000**, 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>. Acesso em: 23

ago. 2021

BRASIL. **Câmara dos Deputados. Decreto nº 4340.22 de agosto de 2002**, 2002. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4340.htm>. Acesso em: 23 ago. 2021

BRASIL. **Câmara dos Deputados. PL 466.25 de fevereiro de 2015**, 2015. Disponível em: <<https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=949094>>. Acesso em: 28 ago. 2021

BRASIL. **Ministério da Infraestrutura/Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT). Resolução nº 9 de 12 de agosto de 2020**. Diário Oficial da União - DOU, , 2020. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-n-9-de-12-de-agosto-de-2020-273292434>>. Acesso em: 14 ago. 2022

CASTILLO, L. S. et al. Connectivity of Protected Areas: Effect of Human Pressure and Subnational Contributions in the Ecoregions of Tropical Andean Countries. **Land**, v. 9, n. 239, p. 1–19, 2020.

CBH-SM. **Comitê das Bacias Hidrográficas – CBH Serra da Mantiqueira**. Disponível em: <<http://comitesm.sp.gov.br/>>. Acesso em: 1 set. 2021.

CERQUEIRA, R. C. **Felids and spatial interactions with roads: road-kill, corridors, and space use in Brazil**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2020.

CERQUEIRA, R. C. et al. Potential Movement Corridors and High Road-Kill Likelihood do not Spatially Coincide for Felids in Brazil: Implications for Road Mitigation. **Environmental Management**, v. 67, n. 2, p. 412–423, 2021.

CERUTTI, G. C. M.; SILVA, A. C. M.; BONETTE, T. F. L. R. **Importância dos corredores ecológicos em rodovias - Estudo de caso de um trecho da rodovia SP-351**. IX Congresso Brasileiro de Engenharia de Produção. **Anais...**Ponta Grossa - PR: 2019

CHARRY, D. A. Z. et al. Connectivity conservation at the crossroads: Protected areas versus payments for ecosystem services in conserving connectivity for Colombian carnivores. **Royal Society Open Science**, v. 9, n. 1, 2022.

CICLO VIVO. **Ponte verde em SP permite a passagem de animais silvestres**. Disponível em: <<https://ciclovivo.com.br/arq-urb/urbanismo/ponte-verde-em-sp-permite-a-passage-de-animais-silvestres/>>. Acesso em: 23 ago. 2021.

CORREA AYRAM, C. A. et al. Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications. **<http://dx.doi.org/10.1177/0309133315598713>**, v. 40, n. 1, p. 7–37, 31 ago. 2015.

CROUZEILLES, R. et al. The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: How can we increment habitat availability? **Landscape Ecology**, v. 29, n. 3, p. 479–489, 2014.

CROUZEILLES, R.; LORINI, M. L.; GRELLE, C. E. V. Deslocamento na matriz para espécies da mata atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 4, p. 875–903, 2010.

CROUZEILLES, R.; LORINI, M. L.; GRELLE, C. E. V. The importance of using

sustainable use protected areas for functional connectivity. **Biological Conservation**, v. 159, p. 450–457, 2013.

CURTIS, P. G. et al. Classifying drivers of global forest loss. **Science**, v. 361, n. 6407, p. 1108–1111, 2018.

D'ACAMPORA, B. H. A.; HIGUERAS, E.; ROMÁN, E. Combining different metrics to measure the ecological connectivity of two mangrove landscapes in the Municipality of Florianópolis, Southern Brazil. **Ecological Modelling**, v. 384, n. December 2017, p. 103–110, 2018.

DAKWA, K. B.; OPOKU, B.; TOKU, J. The role of size and number of forest patches in the conservation of bird species in a fragmented landscape. **Ostrich**, v. 91, n. 4, p. 292–298, 2020.

DASOLER, B. T. **Fatalidades de mamíferos em ferrovias: como estimar quantos morrem e planejar mitigação?** Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2020.

DENNEBOOM, D.; BAR-MASSADA, A.; SHWARTZ, A. Factors affecting usage of crossing structures by wildlife – A systematic review and meta-analysis. **Science of the Total Environment**, v. 777, p. 146061, 2021.

DINIZ, M. F. et al. Identifying key sites for connecting jaguar populations in the Brazilian Atlantic Forest. **Animal Conservation**, v. 21, n. 3, p. 201–210, 2017.

DINIZ, M. F. et al. Can we face different types of storms under the same umbrella? Efficiency and consistency of connectivity umbrellas across different patchy landscape patterns. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 11, p. 1911–1923, 2018.

DINIZ, M. F. et al. Landscape connectivity modeling from the perspective of animal dispersal. **Landscape Ecology**, v. 35, n. 1, p. 41–58, 2019.

DINIZ, M. F. **Avaliação de estratégias espaciais para otimizar a conservação de redes de habitat.** Goiânia: Universidade Federal de Goiás, 2019.

DINIZ, M. F. et al. The underestimated role of small fragments for carnivore dispersal in the Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 81–89, 2021.

DNIT. **Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. DNIT implanta estruturas para travessias de animais em todo o país.** Disponível em: <<https://www.gov.br/dnit/pt-br/assuntos/planejamento-e-pesquisa/meio-ambiente/noticias-cgmab/dnit-implanta-estruturas-para-travessias-de-animais-em-todo-o-pais>>. Acesso em: 14 ago. 2022a.

DNIT. **Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. DNIT monitora passagens de fauna em rodovias federais de todo o Brasil.** Disponível em: <<https://www.gov.br/dnit/pt-br/assuntos/planejamento-e-pesquisa/meio-ambiente/noticias-cgmab/dnit-monitora-passagens-de-fauna-em-rodovias-federais-de-todo-o-brasil>>. Acesso em: 14 ago. 2022b.

DORNAS, R. A. DA P. **Estimativas e padrões temporais e espaciais de fatalidades de sapos-cururu (Rhinella gr. marina) numa ferrovia da Amazônia brasileira.** Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2019.

DUFLOT, R. et al. Combining habitat suitability models and spatial graphs for more effective landscape conservation planning: an applied methodological framework and a species case study. **Journal for Nature Conservation**, v. 46, n. August, p. 38–47, 2018.

ECO.A. **Viadutos para animais silvestres começam a ser implantados no Brasil.** Disponível em: <<https://www.uol.com.br/ecoa/colunas/noticias-da-floresta/2020/10/22/viadutos-para-animais-silvestres-comecam-a-ser-implantados-no-brasil.htm>>. Acesso em: 11 set. 2021.

ENVIRONBIT. **Sistema Urubu - Dados de atropelamento no Brasil.** Disponível em: <<https://sistemaurubu.com.br/>>. Acesso em: 12 set. 2022.

FAHRIG, L. Why do several small patches hold more species than few large patches? **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 4, p. 615–628, 2020a.

FAHRIG, L. **III Congresso Iberoamericano de Biodiversidade e Infraestrutura Viária (CIBIV).** Mitigating for mortality is more important than mitigating for connectivity. **Anais...2020b** Disponível em: <https://sig.ufra.br/modulos/publico/eventos/exibir.php?cod_evento_instituicao=16241>

FAHRIG, L. et al. Resolving the SLOSS dilemma for biodiversity conservation: a research agenda. **Biological Reviews**, v. 97, n. 1, p. 99–114, 2022.

FAUNA NEWS. **O que não vemos também mata? O caso das ferrovias no Brasil.** Disponível em: <<http://faunanews.com.br/2021/08/26/o-que-nao-vemos-tambem-mata-o-caso-das-ferrovias-no-brasil/>>. Acesso em: 27 ago. 2021a.

FAUNA NEWS. **Maio Amarelo: trânsito seguro também para a fauna silvestre nas ferrovias.** Disponível em: <<http://faunanews.com.br/2021/05/27/maio-amarelo-transito-seguro-tambem-para-a-fauna-silvestre-nas-ferrovias/>>. Acesso em: 23 ago. 2021b.

FOLTÊTE, J. C. et al. Graphab: An application for modeling and managing ecological habitat networks. **Software Impacts**, v. 8, n. February, p. 100065, 2021.

FOLTÊTE, J. C. et al. **Graphab 2.8**, 2022. Disponível em: <<https://sourcesup.renater.fr/www/graphab/en/home.html#intro>>. Acesso em: 13 ago. 2022

FOLTÊTE, J. C.; CLAUZEL, C.; VUIDEL, G. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. **Environmental Modelling & Software**, v. 38, p. 316–327, 1 dez. 2012.

FORD, A. T. et al. Effective corridor width: linking the spatial ecology of wildlife with land use policy. **European Journal of Wildlife Research**, v. 66, n. 4, 2020.

G1. **Mico-leão-dourado ganha 1º viaduto vegetado do Brasil, uma ponte para o futuro da espécie.** Disponível em: <<https://g1.globo.com/rj/regiao-dos-lagos/noticia/2020/08/02/mico-leao-dourado-ganha-1o-viaduto-vegetado-do-brasil-uma-ponte-para-o-futuro-da-especie.ghtml>>. Acesso em: 11 set. 2021.

G1. **Viaduto vegetado ganha câmeras e tem primeiro registro de uso por animais no RJ.** Disponível em: <<https://g1.globo.com/rj/regiao-dos->

lagos/noticia/2021/08/24/camera-faz-primeiro-registro-de-uso-do-viaduto-vegetado-simbolo-de-conservacao-da-biodiversidade-no-pais.ghtml>. Acesso em: 25 ago. 2021.

GIUBBINA, M. F.; MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C. Sugarcane and Eucalyptus plantation equally limit the movement of two forest-dependent understory bird species. **Austral Ecology**, v. 43, n. 5, p. 527–533, 2018.

GODET, C.; CLAUZEL, C. Comparison of landscape graph modelling methods for analysing pond network connectivity. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 3, p. 735–748, 2021.

GOOGLE. **Google Maps**. Disponível em: <www.maps.google.com>. Acesso em: 19 ago. 2021.

GOOGLE. **Google Earth Pro**, 2022. Disponível em: <<https://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth/>>. Acesso em: 17 jul. 2022

GOULART, F. F. et al. Where matrix quality most matters? Using connectivity models to assess effectiveness of matrix conversion in the Atlantic Forest. **Natureza e Conservação**, v. 13, n. 1, p. 47–53, 2015.

GREEN, E. J. et al. Below the canopy: global trends in forest vertebrate populations and their drivers. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 287, n. 1928, p. 20200533, 10 jun. 2020.

GRILO, C. et al. BRAZIL ROAD-KILL: a data set of wildlife terrestrial vertebrate road-kills. **Ecology**, v. 99, n. 11, p. 2625, 2018.

GUIMARAES, J. F.; SILVA, C. R. DA; PERIN, M. A. A. Atropelamentos e influência da paisagem na sobrevivência de mamíferos silvestres de médio e grande porte. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 2, p. 54–70, 2018.

HANSEN, M. C. et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 15 nov. 2013.

HOFMAN, M. P. G. et al. Enhancing conservation network design with graph-theory and a measure of protected area effectiveness: Refining wildlife corridors in Belize, Central America. **Landscape and Urban Planning**, v. 178, n. May, p. 51–59, 2018.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Portal de mapas**. Disponível em: <<https://portaldemapas.ibge.gov.br/portal.php#homepage>>. Acesso em: 17 ago. 2021.

ICMBIO. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Mosaicos e Corredores Ecológicos**. Disponível em: <<https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/mosaicos-e-corredores-ecologicos>>. Acesso em: 23 ago. 2021.

IGC SP. **Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo**. Disponível em: <<https://datageo.ambiente.sp.gov.br/>>. Acesso em: 17 ago. 2021.

INDIA INFRA HUB. **Why This Elevated Stretch On National Highway 44 Is A Hit With Animals In Pench Tiger Reserve**. Disponível em: <<https://indiainfrahub.com/2020/main-featured/why-this-elevated-stretch-on-national-highway-44-is-a-hit-with-animals-in-pench-tiger-reserve/>>. Acesso em: 30 ago. 2021.

IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-1**. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em: 16 ago. 2022.

JUNG, M. LecoS - A python plugin for automated landscape ecology analysis. **Ecological Informatics**, v. 31, p. 18–21, 1 jan. 2016.

LOUZADA, F. L. R. DE O. **Proposta de corredores ecológicos para interligação dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, ES, utilizando geotecnologias**. Jerônimo Monteiro - ES: Universidade Federal do Espírito Santo, 5 nov. 2010.

MABRY, K. E. et al. Social Mating System and Sex-Biased Dispersal in Mammals and Birds: A Phylogenetic Analysis. **PLoS ONE**, v. 8, n. 3, p. 1–9, 2013.

MAPBIOMAS. **Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil**. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 17 ago. 2021a.

MAPBIOMAS. **Estatística de Acurácia**. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/accuracy-statistics>>. Acesso em: 1 jul. 2022b.

MARQUES, D. **Mato Grosso do Sul se mobiliza para reduzir massacre de animais nas estradas**. Disponível em: <<https://brasil.mongabay.com/2022/03/mato-grosso-do-sul-se-mobiliza-para-reduzir-massacre-de-animais-nas-estradas/>>. Acesso em: 24 ago. 2022a.

MARQUES, D. **Animais e estradas no Brasil: muito mais do que atropelamentos**. Disponível em: <<https://brasil.mongabay.com/2022/05/animais-e-estradas-no-brasil-muito-mais-do-que-atropelamentos/>>. Acesso em: 24 ago. 2022b.

MARQUES, D. **Atropelamento de animais em ferrovias: impacto ainda desconhecido no Brasil**. Disponível em: <<https://brasil.mongabay.com/2022/08/atropelamento-de-animais-em-ferrovias-impacto-ainda-desconhecido-no-brasil/>>. Acesso em: 24 ago. 2022c.

MATEO-SÁNCHEZ, M. C. et al. Estimating effective landscape distances and movement corridors: Comparison of habitat and genetic data. **Ecosphere**, v. 6, n. 4, 2015.

MCGARIGAL, K. et al. **FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst**. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>. Acesso em: 17 ago. 2021.

MERENLENDER, A. M.; KEELEY, A. T. H.; HILTY, J. A. Ecological corridors for which species? **Therya**, v. 13, n. 1, p. 45–55, 2022.

MEURANT, M. et al. Selecting surrogate species for connectivity conservation. **Biological Conservation**, v. 227, n. December 2017, p. 326–334, 2018.

MIMET, A.; CLAUZEL, C.; FOLTÊTE, J. C. Locating wildlife crossings for multispecies connectivity across linear infrastructures. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 9, p. 1955–1973, 2016.

MMA. **Ministério do Meio Ambiente. Mosaicos. Portaria nº 482.14 de dezembro de 2010**, 2010. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/legislacao/areas->

protegidas>. Acesso em: 23 ago. 2021

MMA. **Ministério do Meio Ambiente. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC).** Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs.html>>. Acesso em: 23 ago. 2021a.

MMA. **Ministério do Meio Ambiente. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC). Parque Estadual de Campos do Jordão.** Disponível em: <<http://sistemas.mma.gov.br/portalcnuc/rel/index.php?fuseaction=portal.exibeUc&idUc=800>>. Acesso em: 23 ago. 2021b.

MMA. **Ministério do Meio Ambiente. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC). Parque Estadual Mananciais de Campos do Jordão.** Disponível em: <<http://sistemas.mma.gov.br/portalcnuc/rel/index.php?fuseaction=portal.exibeUc&idUc=836>>. Acesso em: 23 ago. 2021c.

MMA. **Ministério do Meio Ambiente. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC). Monumento Natural Estadual da Pedra do Baú.** Disponível em: <<http://sistemas.mma.gov.br/portalcnuc/rel/index.php?fuseaction=portal.exibeUc&idUc=1968>>. Acesso em: 23 ago. 2021d.

NATIONAL POST. **Success of wildlife corridors in Banff National Park has advocates wanting more.** Disponível em: <<https://nationalpost.com/pmnn/news-pmn/canada-news-pmn/success-of-wildlife-corridors-in-banff-national-park-has-advocates-wanting-more>>. Acesso em: 28 ago. 2021.

NEWBOLD, T. et al. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. **Science**, v. 353, n. 6296, p. 291–288, 15 jul. 2016.

O ECO. **Pará tem o primeiro viaduto para travessia de fauna no país.** Disponível em: <<https://www.oeco.org.br/salada-verde/para-tem-o-primeiro-viaduto-para-travessia-de-fauna-no-pais/>>. Acesso em: 28 ago. 2021.

OPENTOPOGRAPHY. **Copernicus GLO-30 Digital Elevation Model.** Disponível em: <<https://portal.opentopography.org/raster?opentopoID=OTSDEM.032021.4326.3>>. Acesso em: 6 ago. 2022.

PARKS AUSTRALIA. **Christmas Island National Park. Red crab migration.** Disponível em: <<https://parksaustralia.gov.au/christmas/discover/highlights/red-crab-migration/>>. Acesso em: 28 ago. 2021.

PARKS CANADA. **Wildlife corridors – a “moving” story - Banff National Park.** Disponível em: <<https://www.pc.gc.ca/en/pn-np/ab/banff/info/gestion-management/enviro/faune-wildlife/corridors>>. Acesso em: 23 ago. 2021.

PARKS, S. A.; MCKELVEY, K. S.; SCHWARTZ, M. K. Effects of Weighting Schemes on the Identification of Wildlife Corridors Generated with Least-Cost Methods. **Conservation Biology**, v. 27, n. 1, p. 145–154, 2013.

PARQUE ESTADUAL CAMPOS DO JORDÃO. **Resgate Histórico Cultural do Horto Florestal.** Disponível em: <<https://www.parquecamposdojordao.com.br/resgatehistorico>>. Acesso em: 17 ago. 2021.

PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: Towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 7, p. 959–967, 2006.

PEREIRA, V. H. C.; CESTARO, L. A. Corredores Ecológicos No Brasil: Avaliação Sobre Os Principais Critérios Utilizados Para Definição De Áreas Potenciais. **Caminhos de Geografia**, v. 17, n. 58, p. 16–33, 2016.

POMPEU, P. V. et al. Floristic composition and structure of an upper montane cloud forest in the Serra da Mantiqueira Mountain Range of Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 3, p. 456–464, 2014.

POMPEU, P. V. et al. Assessing Atlantic cloud forest extent and protection status in southeastern Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v. 43, n. June, p. 146–155, 2018.

PORTAL OFICIAL DE SANTO ANTÔNIO DO PINHAL. **Alto Lajeado**. Disponível em: <<https://www.pinhallet.com/site/pascoa-em-santo-antonio-do-pinhhal-2017/alto-lajeado/>>. Acesso em: 19 ago. 2021.

PORTEIRA DO MATO - UM PORTAL DA MANTIQUEIRA. **Zoopassagens aéreas viram piada na Estrada-Parque de Mauá**. Disponível em: <<http://porteiradomato.com.br/zoopassagens-aereas-viram-piada-na-estrada-parque-de-maua/>>. Acesso em: 30 ago. 2021.

QGIS.ORG. **QGIS Geographic Information System**, 2022. Disponível em: <<http://www.qgis.org>>. Acesso em: 17 ago. 2021

RAYFIELD, B.; FORTIN, M. J.; FALL, A. The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values. **Landscape Ecology**, v. 25, n. 4, p. 519–532, 2010.

REIS, N. R. et al. **Mamíferos do Brasil - Guia de Identificação**. 1. ed. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018.

RIBEIRO, J. W. et al. LandScape Corridors (LSCORRIDORS): a new software package for modelling ecological corridors based on landscape patterns and species requirements. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 11, p. 1425–1432, 2017.

RIBEIRO, M. P. **Avaliação da conectividade florestal em paisagem urbana**. Sorocaba: Universidade Federal de São Carlos, 2019.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 6th. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2011.

RIVA, F.; FAHRIG, L. Protecting many small patches will maximize biodiversity conservation for most taxa: the SS SL principle. **Preprint**, n. May, p. 1–11, 2022a.

RIVA, F.; FAHRIG, L. Small patches are disproportionately important for biodiversity conservation, despite ecosystem decay. **Preprint**, n. June, p. 1–18, 2022b.

RIVA, F.; FAHRIG, L. The disproportionately high value of small patches for

biodiversity conservation. **Conservation Letters**, v. 15, n. 3, 2022c.

SAFEROAD. **Sustainable green infrastructure across Europe and safe roads for people**. Disponível em: <<https://www.saferoad-cedr.org/en/saferoad.htm>>. Acesso em: 28 ago. 2021.

SANTINI, L. et al. Ecological correlates of dispersal distance in terrestrial mammals. **Hystrix**, v. 24, n. 2, 2013.

SANTINI, L.; SAURA, S.; RONDININI, C. Connectivity of the global network of protected areas. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 2, p. 199–211, 2016.

SANTOS, J. S. **Influência da permeabilidade da matriz e da heterogeneidade da paisagem na conservação da biodiversidade de mamíferos terrestres**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2014.

SANTOS, J. S. et al. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 88, n. November 2017, p. 414–424, 2018.

SANTOS JÚNIOR, T. DA S. **Mamíferos do cerrado de Mato Grosso, com ênfase no uso do espaço por *Cerdocyon thous* (Carnivora, Canidae) e *Mazama gouazoubira* (Artiodactyla, Cervidae)**. São Carlos - SP: Universidade Federal de São Carlos, 2013.

SÃO PAULO. **Assembléia Legislativa do Estado de São Paulo. Lei nº 7.663.30 de dezembro de 1991**, 1991. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1991/lei-7663-30.12.1991.html>>. Acesso em: 21 ago. 2021

SÃO PAULO. **Assembléia Legislativa do Estado de São Paulo. Lei nº 9.034.27 de dezembro de 1994**, 1994. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1994/lei-9034-27.12.1994.html>>. Acesso em: 21 ago. 2021

SÃO PAULO. **Estrada de Ferro Campos do Jordão: 93 anos nos trilhos da história**. Disponível em: <<https://www.saopaulo.sp.gov.br/ultimas-noticias/estrada-de-ferro-campos-do-jordao-93-anos-nos-trilhos-da-historia/>>. Acesso em: 19 ago. 2021.

SÃO PAULO. **Assembléia Legislativa do Estado de São Paulo. Decreto nº 60.302.**, 2014. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/norma/172640>>. Acesso em: 19 ago. 2022

SÃO PAULO. **Assembléia Legislativa do Estado de São Paulo. Lei nº 16.337.14 de dezembro de 2016**, 2016. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2016/lei-16337-14.12.2016.html>>. Acesso em: 21 ago. 2021

SÃO PAULO. **Assembléia Legislativa do Estado de São Paulo. PL 1.242.23 de novembro de 2019**, 2019. Disponível em: <<https://al.sp.gov.br/propositura/?id=1000294303>>. Acesso em: 28 ago. 2021

SÃO PAULO. **Secretaria de Estado de Infraestrutura e Meio Ambiente. Resolução SIMA nº 17.07 de março de 2020**, 2020. Disponível em: <<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/legislacao/2020/03/resolucao->

sima-17-2020/>. Acesso em: 23 ago. 2021

SÃO PAULO. **EFCJ - Estrada de Ferro Campos do Jordão**. Disponível em: <<http://www.efcj.sp.gov.br/>>. Acesso em: 17 ago. 2021a.

SÃO PAULO. **Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente. Fundação Florestal. Planos de Manejo – PE de Campos do Jordão**. Disponível em: <<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/planos-de-manejo/planos-de-manejo-planos-concluidos/planos-de-manejo-pe-de-campos-do-jordao/>>. Acesso em: 23 ago. 2021b.

SÃO PAULO. **Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente. Fundação Florestal. Plano de Manejo – PE dos Mananciais de Campos do Jordão**. Disponível em: <<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/planos-de-manejo/planos-de-manejo-planos-concluidos/plano-de-manejo-pe-dos-mananciais-de-campos-do-jordao/>>. Acesso em: 23 ago. 2021c.

SÃO PAULO. **Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente. Fundação Florestal. Guia de Áreas Protegidas. PE Campos do Jordão**. Disponível em: <<https://guiadeareasprotegidas.sp.gov.br/ap/parque-estadual-campos-do-jordao/>>. Acesso em: 17 ago. 2021d.

SÃO PAULO. **Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente. Fundação Florestal. Guia de Áreas Protegidas. PE Mananciais de Campos do Jordão**. Disponível em: <<https://guiadeareasprotegidas.sp.gov.br/ap/parque-estadual-mananciais-de-campos-do-jordao/>>. Acesso em: 22 ago. 2021e.

SÃO PAULO. **Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente. Fundação Florestal. Guia de Áreas Protegidas. MoNa Pedra do Baú**. Disponível em: <<https://guiadeareasprotegidas.sp.gov.br/ap/monumento-natural-estadual-da-pedra-do-bau/>>. Acesso em: 17 ago. 2021f.

SÃO PAULO. **Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente. Fundação Florestal. Mapa de Situação dos Planos de Manejo**. Disponível em: <<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/planos-de-manejo/mapa-de-situacao-dos-planos-de-manejo/>>. Acesso em: 24 ago. 2021g.

SAP MAPS. **Estação Eugênio Lefevre**. Disponível em: <<http://sapmaps.com.br/wp/estacao-eugenio-lefevre/>>. Acesso em: 19 ago. 2021.

SAURA, S. Métodos y herramientas para el análisis de la conectividad del paisaje y su integración en los planes de conservación. In: DE LA CRUZ, M.; MAESTRE, F. T. (Eds.). **Avances en el Análisis Espacial de Datos Ecológicos: Aspectos Metodológicos y Aplicados**. Móstoles, España: ECESPA-Asociación Española de Ecología Terrestre, 2013. p. 1–46.

SAURA, S. et al. Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? **Ecological Indicators**, v. 76, p. 144–158, 2017.

SAURA, S. et al. Protected area connectivity: Shortfalls in global targets and country-level priorities. **Biological Conservation**, v. 219, n. October 2017, p. 53–67, 2018.

SAURA, S. **Curso sobre la conectividad ecológica del paisaje**. Disponível em: <<https://www.youtube.com/channel/UCKqPnYSZQ0-5y1A-w2Tdbtw>>. Acesso em: 14 ago. 2022.

SAURA, S.; BODIN, Ö.; FORTIN, M. J. Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 1, p. 171–182, 2014.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, n. 2–3, p. 91–103, 2007.

SAURA, S.; RUBIO, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, v. 33, n. 3, p. 523–537, 2010.

SAURA, S.; TORNÉ, J. **Conefor 2.6. User Manual. Universidad Politécnica de Madrid**. Disponível em: <<http://www.conefor.org/>>. Acesso em: 30 ago. 2021.

SIGAM. **Sistema Integrado de Gestão Ambiental. Planos de Fiscalização. Polo 5**. Disponível em: <<https://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Default.aspx?idPagina=13502>>. Acesso em: 23 ago. 2021.

SIGRH. **Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Comitê das Bacias Hidrográficas da Serra da Mantiqueira (CBH-SM)**. Disponível em: <<https://sigrh.sp.gov.br/cbhsm/apresentacao>>. Acesso em: 1 set. 2021.

SIJTSMA, F. J. et al. Ecological impact and cost-effectiveness of wildlife crossings in a highly fragmented landscape: a multi-method approach. **Landscape Ecology**, v. 35, n. 7, p. 1701–1720, 2020.

SOŁOWCZUK, A. Effect of landscape elements and structures on the acoustic environment on wildlife overpasses located in rural areas. **Sustainability (Switzerland)**, v. 12, n. 19, 2020.

STARZYNSKI, R. et al. Demographic pressure in Serra do Mar State Park and its buffer zone, southeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 9, 2018.

TAMBOSI, L. A.; SILVA, M. M. DA; RODRIGUES, R. R. Adequação ambiental de propriedades rurais e priorização da restauração florestal para otimizar o ganho de conectividade da paisagem. In: PAESE, A. et al. (Eds.). **Conservação da Biodiversidade com SIG**. [s.l.] Oficina de Textos, 2012. p. 24–39.

TAMBOSI, L. R. et al. Identificação de áreas para o aumento da conectividade dos remanescentes e unidades de conservação da Mata Atlântica. In: CUNHA, A. A.; GUEDES, F. B. (Eds.). **Mapeamentos para a conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas**. Brasília: MMA (Ministério do Meio Ambiente), 2013. p. 33–83.

TAMBOSI, L. R. et al. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 2, p. 169–177, 2014.

TAUBERT, F. et al. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, n.

7693, p. 519–522, 2018.

TEIXEIRA, F. Z.; RYTWINSKI, T.; FAHRIG, L. Inference in road ecology research: What we know versus what we think we know: Imbalance in road ecology research. **Biology Letters**, v. 16, n. 7, 2020.

THE BETTER INDIA. **India's First Dedicated Underpass for Wildlife Built on India's NH-7/44**. Disponível em: <<https://www.thebetterindia.com/190973/india-first-wildlife-underpass-kanha-pench-corridor-tigers/>>. Acesso em: 30 ago. 2021.

TIANG, D. C. F. et al. Ecological connectivity in fragmented agricultural landscapes and the importance of scattered trees and small patches. **Ecological Processes**, v. 10, n. 1, 2021.

UM SÓ PLANETA. **Passagem vegetada para animais em SP mostra importância de soluções sustentáveis nas rodovias do Brasil**. Disponível em: <<https://umsoplaneta.globo.com/biodiversidade/noticia/2021/07/26/passagem-vegetada-para-animais-em-sp-mostra-importancia-de-solucoes-sustentaveis-nas-rodovias-do-brasil.ghtml>>. Acesso em: 23 ago. 2021.

WANG, F. et al. Does one size fit all? A multispecies approach to regional landscape corridor planning. **Diversity and Distributions**, v. 24, n. 3, p. 415–425, 2018.

WATSON, J. E. M. et al. Catastrophic Declines in Wilderness Areas Undermine Global Environment Targets. **Current Biology**, v. 26, n. 21, p. 2929–2934, 2016.

WHITMEE, S.; ORME, C. D. L. Predicting dispersal distance in mammals: a trait-based approach. **Journal of Animal Ecology**, v. 82, n. 1, p. 211–221, 2013.

WOLFHARD, L. V. G.; RAEDIG, C. Connectivity conservation management: linking private protected areas. In: NEHREN, U. et al. (Eds.). **Strategies and Tools for a Sustainable Rural Rio de Janeiro**. Niterói, Brazil: Springer, 2019. p. 155–171.

WUR. **Wageningen University & Research. Wildlife Bridges**. Disponível em: <<https://www.wur.nl/en/Dossiers/file/Wildlife-bridges.htm>>. Acesso em: 28 ago. 2021.

YEMSHANOV, D. et al. Prioritizing restoration of fragmented landscapes for wildlife conservation: A graph-theoretic approach. **Biological Conservation**, v. 232, n. January, p. 173–186, 2019.

ZELLER, K. A.; MCGARIGAL, K.; WHITELEY, A. R. Estimating landscape resistance to movement: A review. **Landscape Ecology**, v. 27, n. 6, p. 777–797, 2012.

APÊNDICE A - Valores de resistências das matrizes segundo especialistas

Tabela A - Entrevistas feitas com profissionais especialistas em mastofauna silvestre (biólogos e ecólogos de campo) quanto às suas percepções sobre as resistências das matrizes para a movimentação de mamíferos silvestres terrestres de médio e grande porte (valores conforme escala apresentada no texto - vide Figura 7)

MATRIZES	VALORES DE RESISTÊNCIAS												
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	MEDIANA
floresta plantada (comercial)	10	40	10	20	10	20	20	10	10	20	10	10	10
agricultura (todas as culturas)	20	80	40	40	20	40	40	40	40	40	20	20	40
pastagem	80	160	20	160	80	40	80	40	160	80	80	10	80
mosaico agricultura/pastagem	40	80	40	80	40	80	80	40	80	40	40	20	40
áreas de mineração	160	320	80	320	160	320	160	160	320	160	160	40	160
áreas urbanas	320	320	320	320	320	160	320	320	320	320	320	40	320

Legenda:

S = profissional especialista

Fonte: elaborado pela autora

APÊNDICE B - Coordenadas dos locais para instalação das estruturas de passagens de fauna e/ou outras medidas de proteção

Tabela B - Coordenadas dos locais de cruzamento entre os corredores ecológicos (utilizando a mastofauna silvestre terrestre como grupo indicador) e as principais rodovias e a ferrovia da UGRHI Mantiqueira e entorno

ID	Tipo	Nome	Zona	X Long (UTM)	Y Lat (UTM)	Observação
1	ferrovia	EFCJ	23K	442106,071	7468942,668	Estrada de Ferro Campos do Jordão
2	ferrovia	EFCJ	23K	441430,854	7469256,146	Estrada de Ferro Campos do Jordão
3	ferrovia	EFCJ	23K	440012,373	7471248,910	Estrada de Ferro Campos do Jordão
4	rodovia	SP-132	23K	442049,943	7469296,027	
5	rodovia	SP-132	23K	441088,275	7469730,731	
6	rodovia	SP-123	23K	439857,963	7466352,108	
7	rodovia	SP-123	23K	439724,083	7467535,853	
8	rodovia	SP-123	23K	438657,156	7469975,756	
9	rodovia	SP-123	23K	438878,560	7470570,878	
10	rodovia	SP-123	23K	436644,037	7472606,265	
11	rodovia	SP-050	23K	428566,837	7481500,329	
12	rodovia	SP-050	23K	426849,035	7478812,501	
13	rodovia	SP-050	23K	426954,022	7478784,053	
14	rodovia	SP-050	23K	427058,543	7478738,298	
15	rodovia	SP-050	23K	425174,836	7476892,176	
16	rodovia	SP-050	23K	424787,402	7476669,164	
17	rodovia	SP-046	23K	424798,916	7475782,408	
18	rodovia	SP-046	23K	425980,336	7475562,758	
19	rodovia	AMG-1930	23K	419178,565	7496544,012	Est. de Gonçalves
20	rodovia	AMG-1930	23K	420070,387	7496458,508	Est. de Gonçalves
21	rodovia	AMG-1930	23K	420676,459	7496820,281	Est. de Gonçalves
22	rodovia	AMG-1930	23K	421932,348	7497428,823	Est. de Gonçalves
23	rodovia	MG-295	23K	424704,652	7507849,976	
24	rodovia	MG-295	23K	424691,403	7509020,885	
25	rodovia	MG-295	23K	427524,914	7509643,499	
26	rodovia	MG-295	23K	429910,633	7512007,737	
27	rodovia	MG-173	23K	423838,692	7481515,050	continuação da SP-042
28	rodovia	MG-173	23K	423971,622	7482593,257	continuação da SP-042
29	rodovia	MG-173	23K	423829,199	7485398,473	continuação da SP-042
30	rodovia	MG-173	23K	423760,211	7485611,081	continuação da SP-042
31	rodovia	SP-042	23K	424296,561	7490775,814	continuação da MG-173
32	rodovia	SP-042	23K	423382,633	7493108,931	continuação da MG-173
33	rodovia	SP-042	23K	423292,043	7493310,458	continuação da MG-173
34	rodovia	MG-173	23K	423018,802	7495107,467	continuação da SP-042
35	rodovia	MG-173	23K	422168,465	7497332,415	continuação da SP-042
36	rodovia	MG-173	23K	422051,519	7497772,698	continuação da SP-042
37	rodovia	MG-173	23K	422089,180	7498804,895	continuação da SP-042
38	rodovia	MG-173	23K	421075,936	7500428,389	continuação da SP-042
39	rodovia	MG-173	23K	420408,080	7502958,401	continuação da SP-042
40	rodovia	MG-173	23K	420272,428	7503763,397	continuação da SP-042
41	rodovia	SPA-166/042	23K	426679,161	7491475,166	Rod. Pref. Benedito Gomes de Souza
42	rodovia	MCG-383	23K	447936,329	7507225,059	
43	rodovia	MCG-383	23K	448868,179	7508152,855	
44	rodovia	MCG-383	23K	449375,326	7511100,327	

Fonte: elaborado pela autora