



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ARQUITETURA E URBANISMO

Lucas da Silva Rudolpho

Conectividade funcional da paisagem e conservação da biodiversidade:
subsídios para o planejamento territorial e paisagístico brasileiro

Florianópolis

2020

Lucas da Silva Rudolpho

Conectividade funcional da paisagem e conservação da biodiversidade:
subsídios para o planejamento territorial e paisagístico brasileiro

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em
Arquitetura e Urbanismo da Universidade Federal de
Santa Catarina para a obtenção do título de Doutor em
Arquitetura e Urbanismo.

Orientadora: Prof. Dra. Alina Gonçalves Santiago

Florianópolis

2020

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Rudolpho, Lucas da Silva
Conectividade funcional da paisagem e conservação da
biodiversidade : subsídios para o planejamento territorial
e paisagístico brasileiro / Lucas da Silva Rudolpho ;
orientadora, Alina Gonçalves Santiago, 2020.
308 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em
Arquitetura e Urbanismo, Florianópolis, 2020.

Inclui referências.

1. Arquitetura e Urbanismo. 2. Conectividade funcional.
3. Conservação da biodiversidade. 4. Metodologia. 5.
Planejamento territorial e paisagístico. I. Santiago, Alina
Gonçalves. II. Universidade Federal de Santa Catarina.
Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo. III.
Título.

Lucas da Silva Rudolpho

Conectividade funcional da paisagem e conservação da biodiversidade:

subsídios para o planejamento territorial e paisagístico brasileiro.

O presente trabalho em nível de Doutorado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Ayrton Portilho Bueno, Dr.

Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Prof. Renato Tibiriçá de Saboya, Dr.

Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Prof. Sandra Irene Momm, Dra.

Universidade Federal do ABC - UFABC

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de Doutor em Arquitetura e Urbanismo.

Prof. Paolo Colosso, Dr.

Coordenador do Programa de Pós-Graduação

Prof. Alina Gonçalves Santiago, Dra.

Orientadora

Florianópolis, 2020.

Aos meus pais, Neide e Heriberto,
por despertarem em mim a paixão pela biodiversidade e o desejo em protegê-la.

AGRADECIMENTOS

Uma pesquisa nunca chega ao fim com o esforço de uma única pessoa. Nesse sentido, expresso aqui os meus agradecimentos.

À minha família e ao meu companheiro, William Iván Gallo Aponte, pelo apoio constante.

À minha orientadora, Prof. Dra. Alina Gonçalves Santiago, pelos ensinamentos, incentivo e, sobretudo, pela confiança depositada neste trabalho.

Ao Prof. Dr. João Carlos de Castro Pena, por me apresentar a conectividade funcional da paisagem, pela generosidade em compartilhar referências científicas e por toda a ajuda dispensada ao longo desse percurso.

Aos membros da banca de qualificação e defesa, Prof. Dr. Ayrton Portilho Bueno, Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro, Prof. Dr. Renato Tibiriçá de Saboya e Prof. Dra. Sandra Irene Momm, pela participação e pelas valiosas contribuições.

Ao Prof. Dr. Julio Cesar Refosco e à bolsista Fernanda Dal Bosco, pelo acompanhamento nos trabalhos relacionados ao geoprocessamento.

Aos especialistas consultados nas duas rodadas de questionário, pela dedicação e disponibilidade em compartilharem os seus conhecimentos, decisivos para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Prof. Me. Carlos Eduardo Zimmermann, pelas conversas e bibliografias sobre ornitologia.

Ao Prof. Dr. José Francisco Fletes e Prof. Me. Carlos Efrain Stein, pelos esclarecimentos quanto aos métodos e testes estatísticos.

À Fundação de Meio Ambiente (FATMA) e à Secretaria de Desenvolvimento Urbano de Blumenau (SEDUR), pelos dados cedidos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo da UFSC, pela oportunidade de realizar o curso.

À Capes, pela concessão da bolsa de estudos.

A todos aqueles que, de alguma forma ou de outra, contribuíram para que o desejo desta pesquisa fosse alcançado.

Figura 1: "Ninguém solta a mão de ninguém".



Fonte: Autor desconhecido.

Toda espécie tem direito de existir. Todas as espécies representam soluções biológicas singulares para o problema de sobrevivência. Com base nisto, a sobrevivência de cada espécie deve ser garantida, independente de sua abundância ou importância para nós. Isto é verdadeiro se a espécie é grande ou pequena, simples ou complexa, velha ou recentemente surgida, de grande importância econômica ou de pequeno valor imediato. Todas as espécies são parte da comunidade de seres vivos e têm tanto direito quanto qualquer outro de existir. Toda espécie tem seu próprio valor, um valor intrínseco não relacionado às necessidades humanas. Além de não ter o direito de destruir as espécies, as pessoas têm a responsabilidade de agir para evitar que as espécies entrem em extinção como resultado das ações do homem. Este argumento apresenta os humanos como parte de uma comunidade biótica maior, na qual respeitamos e reverenciamos todas as espécies (PRIMACK; RODRIGUES, 2001, p. 63).

RESUMO

A conectividade possui função essencial na paisagem, facilitando o movimento de organismos, o intercâmbio genético e outros fluxos ecológicos que são fundamentais para a sobrevivência das espécies e para a provisão dos serviços ecossistêmicos dos quais os seres humanos dependem. Manter e restaurar a conectividade tornou-se um desafio para a conservação da biodiversidade, principalmente em pequenas e médias cidades, onde as áreas urbanas estão se expandindo expressivamente e, conseqüentemente, alterando a configuração e a permeabilidade da paisagem. Apesar do potencial de conservação da biodiversidade em áreas urbanas e da importância da conectividade para a sua conservação, a compreensão da conectividade funcional nas paisagens urbanas é limitada, comprometendo grandemente a capacidade de urbanistas e arquitetos paisagistas de planejarem e gerenciarem a estrutura da paisagem, a fim de manter e restaurar a conectividade e proteger com mais eficiência a biodiversidade. Essa limitação está presente especialmente em países altamente biodiversos como o Brasil, onde poucos estudos foram publicados até o momento. Buscando contribuir para reduzir essas lacunas de conhecimento, a presente pesquisa teve como objetivo analisar a conectividade funcional de uma paisagem urbana brasileira para espécies de aves locais, com vistas a gerar subsídios para incorporar avaliações do grau de permeabilidade da paisagem para manutenção da movimentação da fauna e, assim, a conservação da biodiversidade no processo de planejamento territorial e paisagístico brasileiro. Para tanto, foi construída uma metodologia dividida em 8 etapas: a) revisão bibliográfica, que objetivou contextualizar a temática abordada; b) coleta de dados secundários; c) seleção de espécies; d) elaboração de mapas temáticos, entre os quais o mapa temático de cobertura do solo; e) definição de superfícies de resistência por meio do Método Delphi (consulta a especialistas); f) modelagem de caminhos de menor custo; g) análise da concordância espacial dos caminhos simulados entre as espécies; e h) frequência em que cada tipo de cobertura do solo e demais classes temáticas do recorte de estudo são cruzados pelos caminhos de menor custo de cada espécie. Os resultados obtidos revelaram as influências de diferentes tipos de cobertura do solo sobre o movimento das espécies de aves locais, as áreas de maior importância para a conectividade funcional da paisagem, e demonstraram o potencial do Método Delphi e da modelagem de caminhos de menor custo para preencher lacunas de evidências sobre a conectividade funcional das paisagens urbanas brasileiras. Como resposta às situações detectadas, visando a manter e a restaurar a conectividade funcional da paisagem estudada para as espécies de aves, sugere-se como estratégias: conservar, recuperar e estimular o uso de vegetação arbórea nativa nas áreas mais propensas a serem utilizadas como corredores pelas espécies; e mitigar os impactos negativos do sistema viário e das edificações – especialmente nos trechos em que os caminhos de menor custo cruzam ou tangenciam esses elementos.

Palavras-chave: Ecologia da paisagem. Conectividade funcional. Conservação da biodiversidade. Metodologia. Planejamento territorial e paisagístico brasileiro.

ABSTRACT

Connectivity plays an essential role in the landscape, facilitating the movement of organisms, genetic exchange and other ecological flows that are fundamental to the survival of species and the provision of ecosystem services on which human beings depend. Maintaining and restoring connectivity has become a challenge for biodiversity conservation, especially in small and medium-sized cities, where urban areas are expanding rapidly generating a change in the configuration and permeability of the landscape. Despite the potential for biodiversity conservation in urban areas and the importance of connectivity for their conservation, the understanding of functional connectivity in urban landscapes is limited, compromising the ability of urban planners and landscape architects to plan and manage landscape structure to maintain and restore connectivity and more effectively protect biodiversity. This limitation is especially present in highly biodiverse countries such as Brazil, where few studies have been published so far. Seeking to reduce this knowledge gap, this research aimed to analyze the functional connectivity of a Brazilian urban landscape with local bird species, with a view to generating subsidies to incorporate assessments of the degree of landscape permeability for maintaining the movement of fauna and thus the conservation of biodiversity, into the Brazilian territorial and landscape planning process. For this, a methodology was built divided into 8 stages: a) bibliographic review, which aimed at contextualizing the approached theme; b) secondary data collection; c) species selection; d) elaboration of thematic maps, among which the thematic soil cover map; e) definition of resistance surfaces by means of the Delphi Method (consultation with specialists); f) modeling of lower cost paths; g) analysis of the spatial concordance of the simulated paths among the species; and h) frequency with which each type of land cover and other thematic classes of the study are crossed by the low-cost pathways of each species. The results obtained revealed the influences of different types of land cover on the movement of local bird species; the areas of the greatest importance for the functional connectivity of the landscape; and demonstrated the potential of the Delphi Method and the modeling of lower cost paths to fill gaps of evidence on the functional connectivity of Brazilian urban landscapes. As a response to the detected situations, aiming to maintain and restore the functional connectivity of the studied landscape to the bird species, it is suggested as strategies: to conserve, recover and stimulate the use of native tree vegetation in the areas most prone to be used as corridors by the species; and to mitigate the negative impacts of the road system and the buildings, especially in those stretches where the lowest cost paths cross or tangent these elements.

Keywords: Landscape ecology. Functional connectivity. Biodiversity conservation. Methodology. Territorial and landscape planning.

RESUMEN

La conectividad posee una función esencial en el paisaje, facilitando el movimiento de organismos, el intercambio genético y otros flujos ecológicos que son fundamentales para la supervivencia de las especies y para la prestación de los servicios ecosistémicos de los que dependen los seres humanos. Mantener y restaurar la conectividad se ha convertido en un desafío para la conservación de la biodiversidad, principalmente en pequeñas y medianas ciudades, donde las áreas urbanas se están expandiendo expresivamente y, consecuentemente, están alterando la configuración y la permeabilidad del paisaje. A pesar del potencial de la conservación de la biodiversidad en las áreas urbanas y de la importancia de la conectividad para su conservación, la comprensión de la conectividad funcional en los paisajes urbanos es limitada, comprometiendo en gran manera la capacidad de urbanistas y arquitectos paisajistas de planear y gerenciar la estructura del paisaje, con el objetivo de mantener y restaurar la conectividad y proteger con más eficiencia la biodiversidad. Esa limitación está presente especialmente en países altamente biodiversos como Brasil, donde pocos estudios fueron publicados hasta el momento. Con el fin de contribuir para la reducción de esas lagunas en el conocimiento, la presente investigación tuvo como objetivo analizar la conectividad funcional de un paisaje urbano brasileiro para especies de aves locales, con miras a generar subsidios para incorporar evaluaciones del grado de permeabilidad del paisaje para la manutención de la movimentación de la fauna y, así, la conservación de la biodiversidad en el proceso de planeación territorial y paisajística brasileira. Para ello, se construyó una metodología dividida en 8 etapas: a) revisión bibliográfica, con el fin de contextualizar el tema abordado; b) recopilación de datos secundarios; c) selección de las especies; d) elaboración de mapas temáticos, entre los cuales se encuentra el mapa temático de cobertura del suelo; e) definición de superficies de resistencia por medio del Método Delphi (consulta a especialistas); f) modelaje de caminos de menor costo; g) análisis de la concordancia espacial de los caminos simulados entre las especies; y h) frecuencia en la que cada tipo de cobertura del suelo y otras clases temáticas del corte de estudio son cruzadas por los caminos de menor costo de cada especie. Los resultados obtenidos revelaron las influencias de los diferentes tipos de cobertura del suelo en el movimiento de las especies de aves locales, las áreas de mayor importancia para la conectividad funcional del paisaje, y demostraron el potencial del Método Delphi y del modelaje de caminos de menor costo para llenar lagunas de evidencias sobre la conectividad funcional de los paisajes urbanos brasileiros. Como respuesta a las situaciones detectadas, para mantener y restaurar la conectividad funcional del paisaje estudiado para las especies de aves, se sugiere como estrategias: conservar, recuperar y estimular el uso de vegetación arbórea nativa en las áreas más propensas a ser utilizadas como corredores por las especies; y mitigar los impactos negativos del sistema vial y de las edificaciones, especialmente en los tramos en los que los caminos de menor costo cruzan o son tangenciales a esos elementos.

Palabras clave: Ecología del paisaje. Conectividad funcional. Conservación de la biodiversidad. Metodología. Planeación territorial y paisajística brasileira.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: "Ninguém solta a mão de ninguém".	7
Figura 2: Representação dos elementos que compõem a estrutura da paisagem.	39
Figura 3: Parâmetros que podem ser utilizados para obter pontuação.	65
Figura 4: Estados com ICMS ecológico vigente em 30/08/2019.	69
Figura 5: Telhado verde extensivo em um hotel na cidade estadunidense de Chapel Hill.	
Figura 6: Telhado verde intensivo em uma agência bancária na cidade de São Paulo/SP.	75
Figura 7: Fachada verde com trepadeiras em um hotel em Naman, Vietnã.	
Figura 8: Parede viva com diferentes espécies vegetais no Museu CaixaForum, em Madrid.	78
Figuras 9 e 10: Jardins de chuva na rua Siskiyou, em Portland, Estados Unidos.	81
Figuras 11 e 12: Canteiros pluviais ao lado da garagem do <i>Liberty Center</i> e junto do <i>New Seasons Market</i> , em Portland, Estados Unidos.	81
Figuras 13 e 14: Biovaletas no parque <i>East Esplanade</i> e no estacionamento do Museu de Ciência e Indústria de Oregon (OMSI), em Portland, Estados Unidos.	82
Figura 15: Trecho do Rio Orge, na França, três anos após a contenção das suas margens.	
Figura 16: Trecho do Arroio Guarda-mor, em Faxinal do Soturno/RS, dois anos e meio após a estabilização das suas margens com técnicas de bioengenharia.	83
Figura 17: Corredor verde em Freiburg, Alemanha.	
Figura 18: Corredor verde em Seul, Coréia do Sul.	84
Figuras 19 e 20: Ruas verdes em Freiburg, Alemanha.	85
Figura 21: Passagem de fauna inferior no Parque Nacional de Banff, em Alberta, Canadá.	
Figura 22: Passagem de fauna superior na Ruta Nacional 101, em Misiones, Argentina.	87
Figura 23: Cercas e telamentos na BR 262, em Mato Grosso do Sul.	88
Figura 24: Placa de sinalização alertando os motoristas sobre a presença de animais na Montana Highway 83, rodovia estadual no estado norte-americano de Montana.	
Figura 25: Placa de sinalização na rodovia TransCanada, no Canadá.	89
Figura 26: Lombada (no canto inferior direito da imagem) implantada para reduzir a velocidade dos veículos e a mortalidade da ave <i>Casuaris casuaris</i> , no estado de Queensland, Austrália.	
Figura 27: Faixas de vibração implantadas nas zonas de travessia do <i>Puma concolor coryi</i> , no sul do estado da Flórida, Estados Unidos.	90

Figuras 28 e 29: Limite de velocidade acompanhado com um sinal de aviso de animais na pista, próximo à 't Harde, na Holanda.....	90
Figura 30: Refletor ao longo da <i>British Columbia Highway 93</i>	91
Figura 31: Esquema síntese da pesquisa de métodos mistos.....	93
Figura 32: Etapas metodológicas adotadas na pesquisa	94
Figura 33: <i>Crypturellus noctivagus</i> (jaó-do-sul).	98
Figura 34: <i>Hemitriccus kaempferi</i> (maria-catarinense).....	99
Figura 35: <i>Sporophila frontalis</i> (pixoxó).	100
Figura 36: Layout do software <i>Landscape Corridors</i> , utilizado para a modelagem dos caminhos de menor custo.	107
Figura 37: Rodovia BR-470.	
Figura 38: Via expressa Paul Fritz Kuehnrich.	111
Figura 39: Localização do recorte de estudo.	112
Figura 40: Evolução do crescimento populacional de Blumenau/SC.....	113
Figura 41: Paisagem da porção central e sul da Bacia.	114
Figura 42: Paisagem da porção norte da Bacia.	114
Figura 43: Mapas temporais de ocupação do solo da Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC, retratando o intenso processo de fragmentação da cobertura florestal.	119
Figura 44: Métricas de área, densidade das bordas, índice médio de forma e distância média do vizinho mais próximo das manchas de cobertura florestal da Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC.	120
Figura 45: Mapa temático de cobertura do solo.	126
Figura 46: Localização geográfica dos especialistas consultados nas duas rodadas de questionário.....	127
Figura 47: Superfícies de resistência à movimentação das três espécies de aves no recorte de estudo.....	138
Figura 48: Simulação dos caminhos de menor custo à movimentação das três espécies de aves no recorte de estudo.....	140
Figura 49: Histogramas do cruzamento dos caminhos de menor custo das três espécies de aves com o mapa temático de cobertura do solo do recorte de estudo.....	142

Figura 50: Detalhe das manchas de vegetação arbórea nativa perpassadas pelos caminhos que funcionam como trampolins ecológicos, facilitando os fluxos e movimento das espécies.	144
Figura 51: Detalhe dos caminhos de menor custo das três espécies de aves cruzando o sistema viário.....	146
Figura 52: Histogramas do cruzamento dos caminhos de menor custo das três espécies de aves com as Áreas de Preservação Permanente (APPs) do recorte de estudo.	147
Figura 53: Histogramas do cruzamento dos caminhos de menor custo das três espécies de aves com os tipos de Áreas de Preservação Permanente (APPs) do recorte de estudo.	148
Figura 54: Detalhe dos caminhos de menor custo das três espécies de aves explorando as APPs do Ribeirão Fortaleza na porção mais urbanizada do recorte.	150
Figura 55: Histogramas do cruzamento dos caminhos de menor custo das três espécies de aves com as zonas de inundação do recorte de estudo.....	151
Figura 56: Detalhe dos caminhos de menor custo das três espécies de aves explorando áreas inundáveis.....	153
Figura 57: Histogramas do cruzamento dos caminhos de menor custo das três espécies de aves com as classes de declividade do recorte de estudo.	154
Figura 58: Detalhe dos caminhos de menor custo das três espécies de aves cruzando principalmente áreas com declividade <30%.....	156
Figura 59: Histogramas do cruzamento dos caminhos de menor custo das três espécies de aves com o cadastro de lotes públicos e privados do recorte de estudo.	157
Figura 60: Detalhe dos caminhos de menor custo das três espécies de aves explorando principalmente lotes privados.	159
Figura 61: Histogramas do cruzamento dos caminhos de menor custo das três espécies de aves com o zoneamento municipal vigente do recorte.	160
Figura 62: Detalhe dos caminhos de menor custo das três espécies de aves explorando principalmente a ZPA - Zona de Proteção Ambiental e ZR3 - Zona Residencial 3 do recorte.	162

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Materiais coletados e utilizados na pesquisa.	95
Quadro 2: Tipos de cobertura do solo vetorizados.....	101
Quadro 3: Registros de algumas espécies faunísticas com ocorrência na Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC sob algum tipo de ameaça de extinção (CONSEMA, 2011; MMA, 2014b; IUNC, 2017).	121
Quadro 4: Zoneamento incidente no recorte de estudo.....	122

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Tipos de cobertura do solo, suas áreas e percentuais de área total.....	125
Tabela 2: Perfil dos especialistas consultados nas duas rodadas de questionário.....	127
Tabela 3: Estatísticas descritivas dos valores de resistência atribuídos pelos especialistas aos tipos de cobertura do solo para <i>Crypturellus noctivagus</i> , <i>Hemitriccus kaempferi</i> e <i>Sporophila frontalis</i> na 1ª e 2ª rodada de questionário.....	130
Tabela 4: Estabilidade, convergência e divergência dos valores de resistência atribuídos pelos especialistas aos tipos de cobertura do solo para <i>Crypturellus noctivagus</i> , <i>Hemitriccus kaempferi</i> e <i>Sporophila frontalis</i> entre as duas rodadas de questionário.....	133
Tabela 5: Teste de normalidade de <i>Shapiro-Wilk</i> dos valores de resistência atribuídos pelos especialistas aos tipos de cobertura do solo para <i>Crypturellus noctivagus</i> , <i>Hemitriccus kaempferi</i> e <i>Sporophila frontalis</i> na 1ª e 2ª rodada de questionário.....	135
Tabela 6: Valores de resistência finais atribuídos aos tipos de cobertura de solo para cada espécie de ave do recorte de estudo.....	137
Tabela 7: Concordância espacial entre caminhos simulados para as três espécies de aves florestais.....	139

LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE A: Levantamento das espécies de aves com ocorrência na Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC..	212
APÊNDICE B: E-mail e questionário da 1ª rodada.	227
APÊNDICE C: E-mail e questionário da 2ª rodada.	249
APÊNDICE D: Relatório final encaminhado aos especialistas participantes das duas rodadas de questionário.	280
APÊNDICE E: Áreas das manchas de vegetação arbórea nativa.	287
APÊNDICE F: Fontes e alvos selecionados.	288
APÊNDICE G: Mapa temático de Bairros.	289
APÊNDICE H: Mapa temático de Sistema viário.	290
APÊNDICE I: Mapa temático de Hidrografia.	291
APÊNDICE J: Mapa temático de Áreas de Preservação Permanente (APPs).	292
APÊNDICE K: Mapa temático de Cheias.	293
APÊNDICE L: Mapa temático de Hipsometria.	294
APÊNDICE M: Mapa temático de Declividade.	295
APÊNDICE N: Mapa temático de Cadastro de lotes.	296
APÊNDICE O: Mapa temático de Zoneamento municipal vigente.	297
APÊNDICE P: Frequência na qual cada tipo de cobertura do solo da Bacia do Ribeirão Fortaleza é cruzado durante a simulação dos caminhos de menor custo das três espécies de aves.	298
APÊNDICE Q: Frequência na qual as Áreas de Preservação Permanente (APPs) da Bacia do Ribeirão Fortaleza são cruzadas pelos caminhos de menor custo das três espécies de aves.	299
APÊNDICE R: Frequência na qual cada tipo de Áreas de Preservação Permanente (APPs) da Bacia do Ribeirão Fortaleza são cruzadas pelos caminhos de menor custo das três espécies de aves.	299
APÊNDICE S: Frequência na qual cada classe de declividade da Bacia do Ribeirão Fortaleza é cruzada pelos caminhos de menor custo das três espécies de aves	300

APÊNDICE T: Frequência na qual cada zona de inundação da Bacia do Ribeirão Fortaleza é cruzada pelos caminhos de menor custo das três espécies de aves..	301
APÊNDICE U: Frequência na qual cada zona do zoneamento municipal vigente, incidente na Bacia do Ribeirão Fortaleza, é cruzada pelos caminhos de menor custo das três espécies de aves.....	301
APÊNDICE V: Frequência na qual cada tipo de lote da Bacia do Ribeirão Fortaleza é cruzado pelos caminhos de menor custo das três espécies de aves	302
APÊNDICE W: Estado atual de implementação dos instrumentos de planejamento e gestão territorial e paisagístico (que podem contribuir para promover a conectividade funcional da paisagem e a conservação da biodiversidade) no Município de Blumenau/SC.....	302

LISTA DE ANEXOS

ANEXO A: Levantamento das espécies florestais nativas da Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC.305

ANEXO B: Levantamento das espécies florestais exóticas da Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC.307

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APP – Área de Preservação Permanente

CBD – *Convention on Biological Biodiversity*

CONSEMA – Conselho Estadual do Meio Ambiente

CV – Coeficiente de Variação

EIA/RIMA – Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental

FAEMA – Fundação Municipal do Meio Ambiente

FATMA – Fundação Ambiental de Meio Ambiente

FURB – Fundação Universidade Regional de Blumenau

GRASS – *Geographic Resources Analysis Support System*

IAP – Instituto Ambiental do Paraná

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

IPA – Instituto de Pesquisas Ambientais

IPTU – Imposto Predial e Territorial Urbano

IUCN – *International Union for Conservation of Nature*

MLavg – *Measures by Landscape average*

MLmax – *Measures by Landscape maximum*

MLmin – *Measures by Landscape minimum*

MMA – Ministério do Meio Ambiente

MP – *Measures by Pixel*

PMB – Prefeitura Municipal de Blumenau

PSA – Pagamento por Serviços Ambientais

RL – Reserva Legal

RPPN – Reserva Particular do Patrimônio Natural

RSFI – Índice de Frequência de Seleção de Rota

SAD 69 – *South American Datum 1969*

SCBD – *Secretariat of the Convention on Biological Diversity*

SDS – Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável

SEDUR – Secretaria de Desenvolvimento Urbano do Município de Blumenau

SIG – Sistema de Informações Geográficas

SIRGAS 2000 – Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas

SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação

UC – Unidade de Conservação

UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina

UNESP – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

UTM – Sistema Universal Transversa de Mercator

ZPA – Zona de Preservação Ambiental

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	23
1.1 O DESAFIO DA CONECTIVIDADE FUNCIONAL DA PAISAGEM E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE FRENTE À EXPANSÃO DAS PAISAGENS URBANAS BRASILEIRAS	23
1.1.1 Desafios no âmbito das práticas	25
1.1.2 Desafios no âmbito das ciências e metodologias	26
1.2 RELEVÂNCIA E INEDITISMO DO ESTUDO	31
1.3 OBJETIVOS.....	32
1.3.1 Objetivo geral	32
1.3.2 Objetivos específicos	32
1.4 PREMISAS	33
1.5 ESTRUTURA DA TESE.....	33
2. REFERENCIAL TEÓRICO E METODOLÓGICO	35
2.1 ECOLOGIA DA PAISAGEM.....	36
2.1.1 Estrutura da paisagem	38
2.1.1.1 <i>Manchas</i>	39
2.1.1.2 <i>Corredores</i>	42
2.1.1.3 <i>Matriz</i>	47
2.1.2 Conectividade da paisagem	50
2.1.2.1 <i>Conectividade estrutural</i>	50
2.1.2.2 <i>Conectividade funcional</i>	51
2.1.3 O uso de modelos em ecologia da paisagem	52
2.2 MÉTODO DELPHI (CONSULTA A ESPECIALISTAS).....	54
2.3 INSTRUMENTOS DE PLANEJAMENTO E GESTÃO TERRITORIAL E PAISAGÍSTICO QUE PODEM CONTRIBUIR PARA MANTER E RESTAURAR A CONECTIVIDADE FUNCIONAL DA PAISAGEM E A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE.....	57
2.3.1 Instrumentos normativos ou de comando e controle	58
2.3.2 Instrumentos econômicos	66
2.3.3 Instrumentos voluntários	74
3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	93
3.1 ABORDAGEM DA PESQUISA.....	93
3.2 PROCEDIMENTOS DE PESQUISA	94
3.2.1 Etapa 1: Revisão bibliográfica	95
3.2.2 Etapa 2: Coleta de dados secundários	95
3.2.3 Etapa 3: Seleção de espécies	96
3.2.4 Etapa 4: Elaboração de mapas temáticos	100
3.2.5 Etapa 5: Definição das superfícies de resistência por meio do Método Delphi .	102
3.2.6 Etapa 6: Modelagem de caminhos de menor custo	104

3.2.7 Etapa 7: Concordância espacial dos caminhos simulados entre as espécies	107
3.2.8 Etapa 8: Frequência em que cada tipo de cobertura do solo e demais classes temáticas do recorte de estudo são cruzados pelos caminhos de menor custo de cada espécie	109
4. RECORTE DE ESTUDO	111
4.1 LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE BLUMENAU E DA BACIA DO RIBEIRÃO FORTALEZA	111
4.2 ASPECTOS SOCIOECONÔMICOS.....	113
4.3 ASPECTOS FÍSICO-NATURAIS	115
4.4 ASPECTOS NORMATIVOS	122
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	125
5.1 MAPA TEMÁTICO DE COBERTURA DO SOLO	125
5.2 DEFINIÇÃO DAS SUPERFÍCIES DE RESISTÊNCIA.....	127
5.2.1 Perfil dos especialistas consultados	127
5.2.2 Estatísticas descritivas dos valores de resistência atribuídos pelos especialistas aos tipos de cobertura do solo e espécies	128
5.2.3 Estabilidade, convergência e divergência dos valores de resistência	132
5.2.4 Teste de normalidade de <i>Shapiro-Wilk</i>	132
5.3 MODELAGEM DOS CAMINHOS DE MENOR CUSTO	139
5.3.1 Concordância espacial dos caminhos simulados entre espécies.....	139
5.3.2 Frequência em que cada tipo de cobertura do solo e demais classes temáticas do recorte de estudo são cruzados pelos caminhos de menor custo das espécies	141
5.4 ESTRATÉGIAS DE PLANEJAMENTO PARA MANTER E RESTAURAR A CONECTIVIDADE FUNCIONAL DA PAISAGEM PARA AS ESPÉCIES DE AVES NO RECORTE DE ESTUDO	163
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	172
6.1 QUANTO À CONECTIVIDADE FUNCIONAL DA PAISAGEM DO RECORTE DE ESTUDO ...	173
6.2 QUANTO AOS PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	177
6.3 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	179
REFERÊNCIAS.....	182
APÊNDICES	212
ANEXOS	305



1. INTRODUÇÃO

Phylloscartes krontei (maria-da-resinga). Status de ameaça: vulnerável de extinção no mundo (IUNC, 2017) e no Brasil (MMA, 2014b). Habita a Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau-SC. Fonte: Octavio Campos Salles (2019).

1. INTRODUÇÃO

1.1 O DESAFIO DA CONECTIVIDADE FUNCIONAL DA PAISAGEM E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE FRENTE À EXPANSÃO DAS PAISAGENS URBANAS BRASILEIRAS

As paisagens urbanas estão se expandindo em um ritmo acelerado. Estima-se que, até o ano de 2050, mais de dois terços da população mundial (68%) viverão em cidades. No Brasil, esse percentual sobe para 92,4% (UNITED NATIONS, 2019).

Parte da expansão urbana futura deve ocorrer em *hotspots* de biodiversidade¹ (SETO; GÜNERALP; HUTYRA, 2012) e em pequenas e médias cidades – áreas reconhecidas por possuir baixa capacidade de planejamento e gerenciamento, o que pode restringir a conservação da diversidade biológica. Essas previsões representam desafios e oportunidades² sem precedentes para travar a perda da biodiversidade³ e criar um quadro de desenvolvimento territorial mais sustentável (SCBD, 2012).

Apesar de serem vistas muitas vezes como ambientes inóspitos, dominados por espécies exóticas e pouco diversas, as cidades vêm sendo reconhecidas cada vez mais como ecossistemas vitais para apoiar a biodiversidade (MULLER *et al.*, 2013; MCDONNEL; HAHS, 2013), podendo abrigar uma grande diversidade de espécies⁴ (ARONSON *et al.*, 2017; LEPCZYK *et al.*, 2017; FORMAN, 2014), incluindo espécies nativas e ameaçadas (IVES *et al.*,

¹ Na Mata Atlântica, por exemplo, um dos *hotspots* mais ricos e ameaçados do planeta, onde vivem cerca de 72% da população brasileira, prevê-se um aumento de 160% da área urbana entre 2000 e 2030 (SETO; GÜNERALP; HUTYRA, 2012).

² Segundo a Convenção sobre Diversidade Biológica (SCBD, 2012), a urbanização oferece múltiplas oportunidades para garantir o bem-estar humano e um ambiente global sustentável. As paisagens urbanas são os próprios locais onde o conhecimento, as inovações e os recursos humanos e financeiros para o desenvolvimento de soluções baseadas na natureza para os desafios atuais e futuros de sustentabilidade são mais prováveis de serem encontrados.

³ De acordo com o relatório de avaliação global sobre biodiversidade e serviços ecossistêmicos (IPBES, 2019), cerca de 1 milhão de espécies de vegetais e animais estão à beira da extinção no mundo, um ritmo de destruição nunca visto na história da humanidade. No Brasil – país com a maior biodiversidade mundial, que hospeda entre 15-20% da diversidade biológica global em seis biomas terrestres e três ecossistemas marinhos (CBD, 2020) – as espécies ameaçadas somam 3.286, sendo 2.113 da flora (MMA, 2014a) e 1.173 da fauna (MMA, 2014b).

⁴ Estudos com muitos grupos taxonômicos mostram que 50% ou mais da assembléia regional ou mesmo nacional de espécies são encontradas nas cidades. Por exemplo, mais de 50% da flora da Bélgica pode ser encontrada em Bruxelas e 50% dos vertebrados e 65% das aves da Polônia ocorrem em Varsóvia. Mesmo os jardins residenciais podem abrigar uma significativa biodiversidade: um estudo realizado com 61 jardins na cidade de Sheffield, no Reino Unido, encontrou 4 mil espécies de invertebrados, 80 espécies de líquens e mais de mil espécies de plantas (SCBD, 2012). Essas descobertas destacam e reforçam a importância global de planejar e gerenciar paisagens urbanas para conservar a biodiversidade.

2016). A multiplicidade de atividades humanas nas cidades também cria e mantém uma variedade de habitats⁵ que variam de bastante naturais a altamente modificados, alguns dos quais não existem em outros lugares (NIEMELA, 1999). Florestas, campos, áreas arbustivas, pântanos, manguezais, rios, lagos, dunas, jardins são alguns exemplos de ambientes encontrados nas cidades.

Essa riqueza de habitats e diversidade de espécies fornece serviços ecossistêmicos essenciais para a saúde e bem-estar dos seres humanos, tais como regulação do clima, da água e de algumas doenças humanas; enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, recreação e experiência estética; apoio aos sistemas de conhecimento, relações sociais e valores estéticos; purificação do ar, redução do ruído e resfriamento urbano; entre muitos outros (GÓMEZ-BAGGETHUN *et al.*, 2013; MC DONALD; MARCOTULLIO; GUNERALP, 2013).

Entretanto, apesar da reconhecida importância da biodiversidade para a saúde e bem-estar humano, os habitats naturais são perdidos ou fragmentados e as espécies são extirpadas à medida que as cidades continuam a se expandir por causa da crescente população humana (MULLER *et al.*, 2013).

Para assegurar a conservação da biodiversidade e os seus serviços ecossistêmicos – imprescindíveis para os seres humanos – o conhecimento ecológico precisa ser considerado no planejamento urbano. No entanto, em muitos países, incluindo o Brasil, há uma escassez de tal conhecimento e a incorporação de informações ecológicas no planejamento e gerenciamento territorial e paisagístico tem sido baixa (ELMQVIST *et al.*, 2013; NIEMELA, 1999).

O Brasil, assim como outros países em desenvolvimento ou emergentes, apresenta muitos desafios para incorporar efetivamente a biodiversidade no processo de planejamento territorial e paisagístico (SCBD, 2012), tanto no âmbito das práticas como no âmbito das ciências e metodologias.

⁵ "O habitat pode ser entendido como o ambiente no qual um organismo vive e obtém recursos, como alimento, e encontra locais adequados para se reproduzir e evitar a predação. Desse modo, o habitat de uma ave florestal é a floresta, ao passo que o de um peixe pode ser um lago. Além dos ambientes naturais, existe uma infinidade de tipos de habitat nos quais os organismos obtêm recursos, como áreas urbanas e agrícolas, por exemplo" (TONETTI; MUYLAERT; RIBEIRO, 2019, p. 28).

1.1.1 Desafios no âmbito das práticas

O Brasil possui um grande território, com área de aproximadamente 8,5 milhões de km², 5.570 municípios e cerca de 210 milhões de habitantes (IBGE, 2010). Desde o início do século XX o país passa por um acelerado processo de urbanização⁶, marcado por um modelo de desenvolvimento urbano excludente, predatório e patrimonialista (MARICATO, 2013; ROLNIK, 2015), que vem gerando impactos significativos sobre a biodiversidade, os habitats naturais e os serviços ecossistêmicos.

O alto preço da terra nas áreas centrais das cidades brasileiras – dotadas de melhor acessibilidade e infraestrutura – e a falta de alternativas para fornecer às famílias de baixa renda acesso ao mercado imobiliário formal levou grande parte da população brasileira a ocupar áreas rejeitadas pelo mercado e áreas públicas situadas em regiões desvalorizadas, com restrições ambientais, onde a construção é proibida (como margens de cursos de água, encostas de morros e outras áreas de risco), as quais possuem importância significativa para a conservação da biodiversidade e funções ecossistêmicas (MARICATO, 2013).

As questões ligadas à biodiversidade no Brasil ainda são consideradas independentes e menos importantes do que outras pressões urbanas, como a pobreza, o desemprego, o saneamento e a moradia. Essas pressões costumam ser priorizadas pelos políticos, que agem de forma rápida para satisfazer as demandas do seu eleitorado e receber boa publicidade para esse fim (SCBD, 2012). Além disso, muitas cidades brasileiras (especialmente as pequenas e médias) não apresentam uma estrutura administrativa adequada para o exercício do planejamento e da gestão territorial e paisagística no que se refere aos recursos técnicos, humanos, tecnológicos e financeiros; e há uma baixa participação e controle social na construção e implantação de políticas públicas (SANTOS JÚNIOR; SILVA; SANT'ANA, 2011).

Embora o número de profissionais capacitados em ecologia das cidades esteja aumentando no País, em muitos casos esses profissionais não conseguem aplicar os seus conhecimentos porque enfrentam decisões contrárias, dominadas por interesses de mercado e uma lógica de subordinação a interesses privados (ANGEOLETTO; GARCÍA; GONZÁLEZ, 2009).

⁶ Segundo os Censos demográficos do IBGE, em 1950, 36% da população brasileira morava em áreas urbanas. Em 2010, esse percentual aumentou para aproximadamente 84%.

Somam-se a essa realidade a falta de formação ampliada do Arquiteto e Urbanista, capaz de absorver conceitos relacionados à ecologia e à dinâmica dos ecossistemas⁷; a falta de comunicação entre a comunidade científica/acadêmica, a sociedade civil e os responsáveis pelo planejamento, gerenciamento e tomada de decisão – o que faz com que apenas uma pequena parte das pesquisas ecológicas sejam utilizadas para auxiliar o planejamento e o gerenciamento do território⁸; e o caráter pouco integrativo e preventivo das práticas de planejamento e gerenciamento territorial (ANGEOLETTO; GARCÍA; GONZÁLEZ, 2009). Por exemplo, profissionais da área das ciências ambientais, como biólogos e ecólogos, dificilmente integram as equipes responsáveis pelo planejamento e gestão do território⁹, composta, na maioria das vezes, apenas por arquitetos, urbanistas e engenheiros.

Essas, entre outras questões, impõem desafios práticos à capacidade das cidades brasileiras em lidar com os problemas da biodiversidade – em especial, com a perda e a fragmentação dos habitats naturais – diante da rápida expansão das paisagens urbanas.

1.1.2 Desafios no âmbito das ciências e metodologias

A perda e a fragmentação dos habitats (decorrente, dentre outros motivos, de processos de expansão urbana) são consideradas as principais ameaças à conservação da biodiversidade em todo o mundo (FAHRIG, 2003; WILSON *et al.*, 2016).

A Ecologia da Paisagem vem se destacando como uma área do conhecimento de fundamental importância para a compreensão dos efeitos da fragmentação de origem antrópica na biodiversidade, uma vez que busca compreender como os processos ecológicos são afetados pela organização espacial dos elementos que compõem uma paisagem

⁷ A leitura de diálogos do cotidiano acadêmico associada à análise de conteúdo dos currículos de graduação dos cursos de Arquitetura e Urbanismo brasileiros, mostram fragilidades na formação do arquiteto e urbanista para temas relacionados à ecologia e dinâmica dos ecossistemas, os quais tornaria esse profissional mais habilidoso na condução de planos e projetos amigáveis à biodiversidade. Disciplinas e conteúdos associados, por exemplo, à ecologia dificilmente integram os currículos destes cursos de graduação, havendo ainda muita resistência sobre essas temáticas.

⁸ O estabelecimento de um diálogo entre a comunidade científica/acadêmica, sociedade civil e gestores públicos é um grande desafio no processo de planejamento e gestão territorial (ANGEOLETTO *et al.*, 2019). O atual sistema de avaliação e divulgação da produtividade científica/acadêmica, acessível apenas a alguns pares acadêmicos e raramente à sociedade civil e responsáveis pelo planejamento, gerenciamento e tomada de decisão, contribui grandemente para o baixo alcance acadêmico no País (PENA *et al.*, 2017a).

⁹ Biólogos e ecólogos, acabam, na maioria das vezes, por atuar muito mais no sentido de mitigar do que prevenir os impactos ambientais, por meio da elaboração de estudos e relatórios de impacto ambiental - EIA-RIMA.

(METZGER, 1999; TURNER; GARDNER, 2015), e pode oferecer informações importantes ao planejamento (PELLEGRINO, 2000).

Um dos principais efeitos da fragmentação é a redução da conectividade, que representa o grau em que a paisagem facilita ou impede o movimento de organismos entre manchas de recursos (TAYLOR *et al.*, 1993).

A conectividade possui uma função fundamental na paisagem, facilita o movimento de organismos, o intercâmbio genético e outros fluxos ecológicos que são essenciais para a viabilidade e sobrevivência das espécies e para a provisão dos serviços ecossistêmicos dos quais os seres humanos dependem (CROOKS; SANJAYAN, 2006).

A capacidade de uma espécie de sobreviver no espaço e no tempo está intimamente relacionada a sua mobilidade. Quanto maior o seu poder de se movimentar pela paisagem, maior será sua importância na manutenção do fluxo gênico, na polinização e dispersão de sementes e na chance de sobrevivência como indivíduo ou como espécie (CROOKS; SANJAYAN, 2006). Dessa forma, manter e promover a conectividade tornou-se um desafio para a conservação da biodiversidade (CROOKS; SANJAYAN, 2006), principalmente em pequenas e médias cidades, onde as áreas urbanas estão se expandindo expressivamente, e, conseqüentemente, alterando a configuração da paisagem (SCBD, 2012).

Contudo, fazer generalizações e comparações sobre o estado da conectividade da paisagem é um desafio, já que vários tipos de conectividade são considerados e os métodos para quantificar cada tipo de conectividade variam (LA POINT *et al.*, 2015). Em Ecologia da Paisagem, a conectividade pode ser descrita a partir de duas formas distintas: conectividade estrutural e conectividade funcional.

A conectividade estrutural descreve as relações físicas entre os elementos da paisagem, desconsiderando a resposta comportamental das espécies à estrutura da paisagem (TAYLOR; FAHRIG; WITH, 2006). É tipicamente medida usando métricas espaciais (como tamanho da mancha, isolamento ou outras medidas de fragmentação/rede) ou pela identificação de características lineares que se acredita facilitar ou impedir o movimento (LA POINT *et al.*, 2015).

Já a conectividade funcional combina a descrição da estrutura física da paisagem com a resposta das espécies ou dos processos ecológicos à essa estrutura (TAYLOR; FAHRIG; WITH, 2006). Pode ser mensurada de duas formas, não excludentes: a partir de técnicas

genéticas ou de rastreamento de movimentos individuais das espécies; e a partir de técnicas de modelagem, como análise de caminhos de menor custo, teoria dos circuitos e outros modelos teóricos gráficos que modelam a conectividade funcional através de estimativas de resistência da paisagem (LA POINT *et al.*, 2015).

No campo do planejamento territorial e paisagístico, a conectividade estrutural, embora não seja explicitamente utilizada como um termo de planejamento *per se*, é frequentemente aplicada como estratégia espacial de planejamento de espaços abertos em cidades, uma vez que pode ser facilmente visualizada e possivelmente implementada dentro de um período de curto prazo. Por outro lado, apesar da sua importância reconhecida, a exploração da conectividade funcional tem sido bastante subestimada, em parte devido aos desafios para torná-la operacional durante o processo de planejamento (PARK, 2015).

Contudo, sabe-se que medidas puramente estruturais de conectividade não refletem, necessariamente, uma real existência de conexões entre os fragmentos. Por exemplo, duas manchas de habitat podem estar ligadas por um corredor e não estarem conectadas para uma determinada espécie, caso ela não seja capaz de usar corredores (METZGER, 2003; TISCHENDORF; FAHRIG, 2000). Além disso, a heterogeneidade da matriz – entendida como um complexo mosaico de diferentes tipos de cobertura do solo que cercam as áreas de habitat (RICKETTS, 2001) – pode afetar consideravelmente a conectividade entre as manchas, pois matrizes de diferentes tipos podem ter graus de permeabilidade¹⁰ diferentes (GOBEIL; VILLARD, 2002) devido às suas distintas características estruturais e composicionais (RICKETTS, 2001).

Isso é ainda mais evidente nas paisagens urbanas nas quais alguns tipos de cobertura do solo que compõem a matriz, como edificações, sistema viário e outras estruturas e superfícies artificiais criadas pelo homem, podem ser pouco ou nada permeáveis ao movimento de diferentes espécies (BUSKIRK, 2012; PENA, 2017; TREMBLAY; ST. CLAIR, 2009); enquanto outros componentes, como jardins, vias arborizadas e corredores ripários, podem auxiliar a movimentação (ASSUNÇÃO; ZIMMERMANN, 2009; FERNANDEZ-

¹⁰ A permeabilidade é aqui definida como a facilidade com que diferentes tipos de fluxos (de materiais, organismos, entre outros) podem atravessar a matriz. Depende do fluxo considerado. No caso da fauna, uma mesma matriz pode ser muito permeável para uma espécie e pouco ou nada permeável para outra, de acordo com os requerimentos de cada espécie (RODÀ, 2003). Segundo Boscolo, Ferreira e Lopes (2016), estudos têm revelado que muitas espécies podem utilizar diferentes tipos de cobertura do solo que compõem a matriz – sejam eles naturais ou antrópicos – para alimentação, nidificação, proteção, habitat adicional e como meio para facilitar os seus movimentos entre as manchas de habitat, evidenciando-se, assim, a necessidade de se considerar a heterogeneidade e a complexidade da matriz nos estudos da paisagem.

JURICIC, 2000; GRAFIUS *et al.*, 2017; PENA, 2017; RUDD; VALA; SHAEFER, 2002; TREMBLAY; ST. CLAIR, 2011).

No entanto, apesar da importância da matriz nos estudos de ecologia da paisagem, poucos estudos têm avaliado a capacidade de movimento de diferentes espécies em diferentes tipos de matrizes, sendo necessário um maior conjunto de dados para o desenvolvimento de ações de mitigação que visem a melhorar a permeabilidade e a conectividade em paisagens fragmentadas (CROUZEILLES; LORINI; GRELE, 2010).

Para Rodà (2003), a conservação da biodiversidade depende, em grande parte, de como tratamos a matriz, pois ela ocupa extensa área da paisagem e também porque alterações na matriz (como mudanças de sua qualidade como habitat ou de sua permeabilidade para diferentes espécies) também afetará, mais cedo ou mais tarde, a flora e a fauna que se pretende conservar em áreas protegidas. Além disso, as áreas protegidas nunca cobrirão mais do que uma pequena porção do território global. Logo, o futuro da maior parte das espécies dependerá de como a matriz é gerenciada (FRANKLIN; LINDENMAYER, 2009). Por isso, compreender o efeito da permeabilidade da matriz no comportamento das espécies é de extrema importância para orientar práticas eficientes de planejamento e gestão que visem à conservação da biodiversidade (FRANKLIN; LINDENMAYER, 2009; PFLÜGER; BALKENHOL, 2014).

Então, para mensurar efetivamente a conectividade, é necessário conhecer os padrões e/ou taxas de movimentação das espécies através de diferentes tipos de cobertura do solo que compõem a matriz da paisagem. Dessa forma, uma medição realista da conectividade deve conter um componente funcional, que retrate algum aspecto da percepção e/ou do comportamento das espécies diante de uma paisagem fragmentada (FISCHER; LINDENMAYER, 2007).

Segundo Correa Ayram *et al.* (2016) e La Point *et al.* (2015), a modelagem de caminhos de menor custo tem sido o método mais empregado para mensurar a conectividade funcional da paisagem. Esse método considera as influências da heterogeneidade da paisagem sobre o movimento e o comportamento das espécies (VILLARD; METZGER, 2014), e é gerada a partir de uma superfície de resistência, também chamada de superfície de permeabilidade – uma imagem em formato raster em Sistema de Informações Geográficas (SIG) –, utilizada para representar a capacidade de uma espécie para se movimentar na paisagem (ZELLER; MCGARIGAL; WHITELEY, 2012).

Para gerar a superfície de resistência, comumente são utilizados mapas temáticos de diferentes tipos de cobertura do solo e, a partir deles, são atribuídos valores de resistência para cada *pixel* (RAYFIELD *et al.*, 2010), com base em aspectos comportamentais e fisiológicos das espécies (ZELLER; MCGARIGAL; WHITELEY, 2012).

A forma mais direta para adquirir valores de resistência é a partir da análise de dados genéticos ou de movimentos individuais das espécies a partir de rastreamento (LA POINT *et al.*, 2015); esses dados, porém, são bastante raros e onerosos para se adquirir.

Diante da falta de dados empíricos sobre o movimento das espécies e da crescente necessidade de incorporar avaliações de conectividade funcional visando a apoiar iniciativas de conservação da biodiversidade, estudos vêm utilizando a opinião de especialistas para definição das superfícies de resistência. Contudo, em parte desses estudos, a opinião especializada tem sido apresentada de forma pouco clara (especialmente no que se refere a forma como os dados foram coletados), o que pode dificultar a sua repetibilidade. Como, provavelmente, a opinião de especialistas continuará sendo utilizada para embasar avaliações de conectividade funcional, esse trabalho deve ser o mais sistemático, rigoroso e transparente possível, e incorporado em um quadro de planejamento e gerenciamento adaptativo, que possa ser constantemente atualizado e aprimorado por pesquisas emergentes (EYCOTT; MARZANO; WATTS, 2011).

Vários métodos podem ser usados para coletar a opinião de especialistas. A presente pesquisa utilizou o Método Delphi – técnica de pesquisa estruturada empregada para abordar questões multifacetadas, especialmente quando a informação é limitada (MUKHERJEE *et al.*, 2015) – para preencher lacunas de evidências na modelagem da conectividade funcional da paisagem urbana brasileira e, dessa forma, oferecer subsídios para incorporar avaliações do grau de permeabilidade da paisagem para manutenção da movimentação da fauna e para a conservação da biodiversidade no processo de planejamento territorial e paisagístico brasileiro.

Como recorte de estudo, foi escolhida a paisagem da Bacia do Ribeirão Fortaleza, localizada no município de Blumenau/SC, região sul do Brasil. Como modelo, foram selecionadas três espécies de aves (endêmicas do bioma mata atlântica, com habitat florestal e ameaçadas de extinção) para representar a biodiversidade local.

A escolha do recorte de estudo justifica-se pela Bacia estar passando por um intenso e acelerado processo de urbanização, por ainda abrigar uma rica biodiversidade de

espécies e por atender a demanda de diversidade de situações encontradas em paisagens urbanas brasileiras, tais como: áreas urbanas consolidadas; áreas em processo de consolidação; tipos de cobertura do solo diversificados; presença de manchas de vegetação nativa com diferentes graus de fragmentação.

As aves foram escolhidas como modelo por serem um grupo de espécies bastante sensíveis à perturbação antrópica, por apresentarem grande riqueza de espécies, por estarem presentes nas paisagens urbanas brasileiras e por serem influenciadas de maneira distintas pela estrutura da paisagem (HORTA *et al.*, 2018; PENA *et al.*, 2016; PENA, 2017). Além disso, a dispersão de aves é considerada um dos principais impulsionadores da dinâmica da comunidade vegetal ao longo do tempo e importante no aumento da cobertura vegetal na paisagem urbana (HELENO *et al.*, 2011).

Uma vez que as aves são consideradas excelentes bioindicadoras da qualidade ecológica das áreas urbanas (PIRATELLI; FRANCHIN; MARÍN-GÓMEZ, 2017), práticas de planejamento territorial e paisagístico que têm influências positivas sobre as aves também beneficiarão pessoas e outros organismos que habitam as paisagens urbanas (PENA, 2017).

1.2 RELEVÂNCIA E INEDITISMO DO ESTUDO

Apesar do potencial de conservação da biodiversidade em áreas urbanas (MULLER *et al.*, 2013; MCDONNEL; HAHS, 2013; ARONSON *et al.*, 2017; IVES *et al.*, 2016; LEPCZYK *et al.*, 2017) e da importância da conectividade para a sua conservação (CROOKS; SANJAYAN, 2006), a compreensão da conectividade funcional nas paisagens urbanas é limitada (LA POINT *et al.*, 2015), comprometendo grandemente a capacidade de urbanistas e arquitetos paisagistas de planejarem e gerenciarem a estrutura da paisagem a fim de manter e restaurar a conectividade e proteger com mais eficiência a biodiversidade.

Esta limitação está presente especialmente em países altamente biodiversos como o Brasil, onde poucos estudos foram publicados até o momento (LA POINT *et al.*, 2015; HORTA *et al.*, 2018; PENA, 2017).

No campo da arquitetura e do urbanismo brasileiro inexistem pesquisas que abordem ou proponham esses conceitos no processo de planejamento territorial e

paisagístico do País, o que reforça ainda mais a pertinência e o ineditismo do presente trabalho¹¹.

Essa falta de conhecimento, juntamente com a heterogeneidade e complexidade das áreas urbanas brasileiras, torna difícil avaliar as influências de todos os tipos de cobertura do solo na conectividade funcional das paisagens urbanas (PENA, 2017).

Buscando contribuir para reduzir essas lacunas de conhecimento, apresentam-se a seguir os objetivos do trabalho.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo geral

Analisar a conectividade funcional de uma paisagem urbana brasileira para espécies de aves locais, com vistas a gerar subsídios para incorporar avaliações do grau de permeabilidade da paisagem para manutenção da movimentação da fauna e, assim, a conservação da biodiversidade no processo de planejamento territorial e paisagístico brasileiro.

1.3.2 Objetivos específicos

a) Compreender a influência de diferentes tipos de cobertura do solo que compõem a paisagem estudada sobre o movimento das espécies de aves locais.

¹¹ Para comprovar o ineditismo do tema no campo da arquitetura e do urbanismo brasileiro, foram realizadas buscas de artigos, teses e dissertações em portais e bases de dados nacionais e internacionais como Capes (www.periodicos.capes.gov.br e www.catalogodeteses.capes.gov.br) e Scopus (www.scopus.com/home.uri), por meio dos seguintes termos-chave (em português, espanhol e inglês): "paisagem urbana" (termo 1); "conectividade funcional" (termo 2); "permeabilidade" (termo 3); "conservação da biodiversidade" (termo 4); "planejamento territorial" (termo 5); "planejamento paisagístico" (termo 6); "Brasil" (termo 7); e "arquitetura e urbanismo" (termo 8). A fim de refinar as buscas, também foram considerados outros termos próximos e realizado diversas combinações em uma matriz de pesquisa, conforme exemplificado a seguir: "paisagem urbana" ou "cidade" ou "espaço urbano" ou "área urbana" ou "território" e "conectividade funcional" ou "conectividade funcional da paisagem" e "permeabilidade" ou "permeabilidade da paisagem" e "conservação da biodiversidade" ou "conservação" ou "biodiversidade" e "planejamento territorial" ou "planejamento urbano" ou "planejamento" e "Brasil" ou "brasileiro" ou "brasileira" e "arquitetura e urbanismo" ou "arquitetura" ou "urbanismo". As consultas foram realizadas nos dias 18 e 19 de outubro de 2020, sem delimitar um intervalo temporal.

b) Identificar, por meio de modelagem de caminhos de menor custo, as áreas de maior importância para a conectividade funcional da paisagem.

c) Investigar instrumentos de planejamento e gestão territorial e paisagístico que podem contribuir para manter e restaurar a conectividade funcional da paisagem e a conservação da biodiversidade.

1.4 PREMISSAS

Tendo em vista os objetivos a) e b) acima apresentados, a pesquisa parte das seguintes premissas:

a) Tipos de cobertura do solo estruturalmente mais semelhantes ao habitat nativo são mais permeáveis ao movimento das espécies de aves locais do que tipos de cobertura do solo estruturalmente diferentes. Portanto, vegetação arbórea nativa é mais permeável ao movimento de espécies florestais do que vegetação arbórea exótica, e esta, por sua vez, é mais permeável do que campo/pastagem e edificações.

b) Devido à baixa permeabilidade das paisagens urbanas, existem poucas possibilidades de caminhos de menor custo para as espécies de aves florestais. Por isso, os caminhos das espécies apresentarão alto grau de concordância espacial, ou seja, estarão muito próximos entre si.

1.5 ESTRUTURA DA TESE

A tese encontra-se estruturada em seis capítulos.

Neste primeiro capítulo é apresentada a introdução do trabalho, com justificativa, relevância, ineditismo do estudo, os objetivos, premissas e sua respectiva estrutura.

No segundo capítulo avança-se com o referencial teórico e metodológico apresentando as bases conceituais e metodológicas da ecologia da paisagem, as técnicas de modelagem, o método Delphi e a revisão de instrumentos de planejamento e gestão

territorial e paisagístico que podem contribuir para manter e restaurar a conectividade funcional da paisagem e a conservação da biodiversidade.

No terceiro capítulo expõe-se a abordagem e os procedimentos metodológicos utilizados em cada uma das etapas da pesquisa.

No quarto capítulo é apresentado o recorte de estudo, descrevendo seus aspectos socioeconômicos, físico-naturais e normativos.

No quinto capítulo são expostos os resultados e as discussões resultantes da aplicação dos procedimentos metodológicos no recorte de estudo.

No sexto capítulo são apresentadas as conclusões e recomendações, com a síntese dos resultados obtidos e as sugestões para trabalhos futuros.

Por fim, são apresentadas as referências, os apêndices e os anexos da pesquisa.



2. REFERENCIAL TEÓRICO E METODOLÓGICO

Primolius maracaná (maracanã-verdadeira). Status de ameaça: quase ameaçada de extinção no mundo (JUNC, 2017) e criticamente ameaçada em Santa Catarina (CONSEMA, 2011). Habita a Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau-SC.
Fonte: Marcelo Rangel (2015).

2. REFERENCIAL TEÓRICO E METODOLÓGICO

Conforme contextualizado no capítulo introdutório do presente trabalho, a incorporação da conectividade funcional da paisagem, visando à conservação da biodiversidade no processo de planejamento territorial e paisagístico brasileiro, é cada vez mais importante à medida que as áreas urbanas e suas populações crescem; não só para alcançar os objetivos de conservação, mas porque a biodiversidade apóia funções e serviços ecossistêmicos dos quais os seres humanos dependem.

A ecologia da paisagem, associada às técnicas de modelagem e ao método Delphi, desempenha um papel relevante na compreensão das respostas da biodiversidade às mudanças ambientais. Oferece um conjunto de conceitos e métodos possíveis de serem aplicados ao planejamento e projeto do território e da paisagem, constituindo-se em ferramenta importante para os urbanistas e arquitetos paisagistas manusearem informações sobre uma determinada área, analisá-las, interpretá-las e realizarem proposições na escala do território e da paisagem.

Apresentam-se, a seguir, alguns desses conceitos e métodos – que orientam o presente trabalho – e finaliza-se o capítulo com a discussão de alguns instrumentos de planejamento e gestão territorial e paisagístico que podem contribuir para manter e restaurar a conectividade funcional da paisagem e a conservação da biodiversidade no Brasil.

2.1 ECOLOGIA DA PAISAGEM

A ecologia da paisagem configura-se como uma área de conhecimento ou ramo da Ecologia focada no estudo das interações entre os padrões espaciais e os processos ecológicos. O termo foi empregado pela primeira vez pelo biogeógrafo alemão Carl Troll em 1939, motivado pela disponibilidade de fotografias aéreas (TURNER; GARDNER, 2015).

Segundo Burel e Baudry (2002), a ecologia da paisagem de Troll foi uma tentativa de casamento entre duas disciplinas: a Geografia e a Ecologia, combinando a aproximação “horizontal” do geógrafo, no estudo das interações espaciais, com a aproximação “vertical” do ecólogo, no estudo das interações funcionais de um dado lugar. É marcada por um duplo

nascimento, podendo ser avaliada sob as seguintes abordagens: a geográfica e a ecológica (METZGER, 2001).

A abordagem geográfica tem seu maior desenvolvimento na Europa e é focada nos estudos da influência do homem sobre a paisagem, voltada para o planejamento e o gerenciamento territorial. Pode ser caracterizada como uma disciplina holística, menos centrada nos estudos bioecológicos (relações entre animais, plantas e o ambiente abiótico), e por focar questões em macro-escalas, tanto espaciais quanto temporais (METZGER, 2001). Dentro dessa abordagem, a Ecologia da Paisagem é definida como uma ciência interdisciplinar que lida com interações entre a sociedade humana e seu espaço de vida natural e construído (NAVEH; LIBERMAN, 1994).

Já a abordagem ecológica se desenvolveu mais recentemente, impulsionada principalmente por biogeógrafos e ecólogos americanos beneficiados com o advento das imagens de satélite e da facilidade de seu tratamento com a popularização dos computadores. É focada nos estudos de paisagens naturais, com ênfase na aplicação de conceitos de ecologia da paisagem em busca da conservação e manejo da biodiversidade, não enfatizando necessariamente macro-escalas (METZGER, 2001). Dentro da abordagem ecológica, a ecologia da paisagem é definida como o estudo da estrutura, da função e das mudanças numa área terrestre heterogênea composta por ecossistemas que interagem (FORMAN; GODRON, 1986).

Embora distintas, as duas abordagens – geográfica e ecológica – apresentam características em comum, pois lidam com espaços heterogêneos e consideram múltiplas escalas em suas análises (METZGER, 2001).

Os princípios e conceitos da ecologia da paisagem podem ser aplicados a qualquer paisagem, tanto em áreas naturais como em áreas em intenso processo de urbanização (DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996; PELLEGRINO, 2000). Podem fornecer fundamentos teóricos e empíricos para uma variedade de ciências aplicadas, como arquitetura da paisagem, planejamento territorial, ecologia de agrossistema, engenharia ecológica, manejo de recursos e ecologia da restauração, entre outros (ODUM; BARRET, 2008).

A Ecologia da Paisagem trabalha com três características da paisagem: *estrutura*, que são as relações entre os distintos ecossistemas ou elementos presentes em relação tamanho, forma, número, tipo e configuração; *função*, que se traduz nos movimentos e fluxos de energia, matéria e espécies dentro da paisagem; e *mudança*, que são as

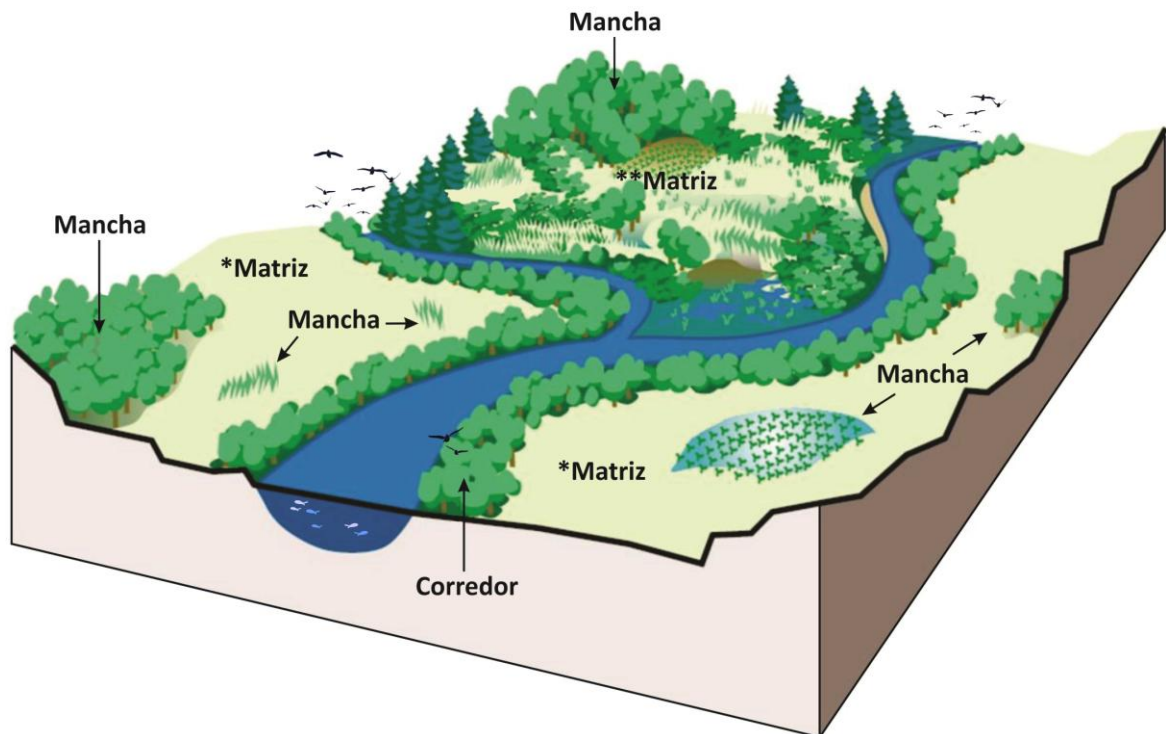
modificações na estrutura e função do mosaico ecológico através do tempo (FORMAN; GODRON, 1986; FORMAN, 2014).

2.1.1 Estrutura da paisagem

A estrutura de uma paisagem é composta inteiramente por três tipos de elementos: manchas, corredores e matriz (Figura 2). As manchas são superfícies homogêneas, não lineares, que se diferem em aparência de seu entorno; os corredores são faixas estreitas e longas, que se diferem dos lados adjacentes; e a matriz é o elemento paisagístico predominante da paisagem, com maior extensão e de maior conectividade (FORMAN, 1995) ou, numa segunda definição – particularmente utilizada em estudos de fragmentação e adotada no presente trabalho – a matriz é um complexo mosaico de diferentes tipos de cobertura do solo que cercam as áreas de habitat (RICKETTS, 2001), ou seja, áreas "[...] de não-habitat que apresentam condições mais ou menos favoráveis às espécies do habitat estudado" (METZGER, 1999, p. 452).

De acordo com Dramstad, Olson e Forman (1996), estes três elementos (manchas, corredores e matriz) podem ser naturais ou antrópicos e constituem a base para o planejamento da paisagem, uma vez que podem revelar não só os processos que estão ocorrendo, mas também refletir os processos que determinaram o seu desenvolvimento. Para Pellegrino (2000), esses elementos são muito úteis para o planejamento territorial e para a arquitetura paisagística, já que a estrutura da paisagem controla fortemente os fluxos, os movimentos e as mudanças.

Figura 2: Representação dos elementos que compõem a estrutura da paisagem.
 *Matriz segundo Forman (1995). **Matriz segundo Ricketts (2001), considerando a mancha florestal como área de habitat.



Fonte: Adaptado de FISRWG (1998, p. 5).

2.1.1.1 Manchas

As manchas variam em origem, tamanho e forma (FORMAN; GODRON, 1986).

Quanto à origem, são reconhecidas cinco causas básicas: manchas de distúrbios, manchas remanescentes, manchas de recursos, manchas de regeneração e manchas introduzidas. As manchas de distúrbios são causadas por uma pequena área de perturbação na matriz; manchas remanescentes são aquelas que resistiram a um ambiente repleto de perturbação, por exemplo, remanescentes de vegetação nativa em campos e pastagens; manchas de recursos são áreas que se destacam por uma qualidade ambiental excepcional dentro do contexto em que está inserida; manchas de regeneração ocorrem de maneira semelhante às remanescentes, mas com origem diversa, sendo um local de perturbação que ficou livre, permitindo a sucessão da vegetação; e as manchas introduzidas representam uma cobertura originada de um uso humano da paisagem, por exemplo, as edificações e os reflorestamentos com espécies exóticas (FORMAN; GODRON, 1986; FORMAN, 1995).

O tamanho e a forma das manchas são fundamentais para os processos ecológicos e podem ter efeito direto na sobrevivência de espécies de plantas e animais. Quanto menor a mancha, maior será a influência dos fatores externos sobre ela, afetando a dinâmica interna do ecossistema (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991).

Enquanto grandes manchas são importantes para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, abrigando maior diversidade de espécies¹², pequenas manchas cumprem funções relevantes ao longo da paisagem, podendo funcionar como *stepping stones* (pontos de ligação ou trampolins ecológicos), que são pequenas áreas dispersas na matriz que podem, para algumas espécies, facilitar os fluxos e movimentos entre as manchas de habitat (METZGER, 2001; SAURA; BODIN; FORTIN, 2014; SCARIOT *et al.*, 2003).

Diversos estudos demonstraram a importância de trampolins ecológicos na facilitação de movimentos de espécies na paisagem, incluindo vários táxons, como aves (BOSCOLO *et al.* 2008; FISCHER; LINDENMAYER, 2002; GILLIES; ST. CLAIR, 2008; PENA, 2017; ROBERTSON; RADFORD, 2009), anfíbios (ANGELONE; HOLDEREGGER, 2009), insetos (BAUM *et al.*, 2004; BRAKER *et al.*, 2014; DOVER; SETTELE, 2008) e aracnídeos (BRAKER *et al.*, 2014).

Por exemplo, Fischer e Lindenmayer (2002) descobriram que as árvores em pastagens eram usadas como trampolins ecológicos por várias espécies de aves florestais e inferiram que as árvores do pasto aumentavam a conectividade da paisagem. Boscolo *et al.* (2008), realizando experimentos de captura e soltura de uma ave florestal na Mata Atlântica, perceberam que, para cruzar distâncias maiores que cem metros entre uma mancha e outra, os indivíduos utilizavam pequenos agrupamentos de árvores, ou até mesmo árvores isoladas, como pontos de parada. Na ausência dos trampolins ecológicos, as aves não conseguiam manter voo direto por longas distâncias na matriz.

Para algumas espécies florestais, a presença de trampolins ecológicos pode suavizar a barreira ao movimento imposta pela matriz, aumentando a permeabilidade da paisagem (FISCHER *et al.*, 2005; TREMBLAY; ST. CLAIR, 2011). Os indivíduos podem usar as árvores na matriz para descansar, forragear e buscar refúgio de predadores (ROBERTSON; RADFORD, 2009).

¹² Evans *et al.* (2009) revisaram 72 estudos sobre as influências do habitat nas aves urbanas e concluíram que manchas de habitat com áreas maiores suportam maiores populações de espécies. Resultados semelhantes foram encontrados para outros táxons que ocupam ambientes urbanos, como mamíferos (MAGLE *et al.*, 2009), anfíbios (PARRIS, 2006), e insetos (SADLER *et al.*, 2006).

Em áreas urbanas, quintais, pátios, jardins, telhados e paredes verdes, entre outras tipologias de infraestrutura verde, são apontados como importantes elementos para facilitar o movimento de organismos entre as manchas de habitat (BRAKER *et al.*, 2014; MAYRAND; CLERGEAU, 2018; PENA, 2017; RUDD; VALA; SHAEFER, 2002).

Uma pesquisa realizada por Braaker *et al.* (2014) com grupos de artrópodes com diferentes tipos de mobilidade (e.g. aranhas, besouros e abelhas) em 40 telhados verdes e 40 áreas verdes adjacentes no solo amplamente manejado da cidade de Zurique, Suíça, identificou o movimento frequente de indivíduos com alta mobilidade (voadores) entre os telhados verdes e as áreas verdes adjacentes da cidade, mostrando que os telhados verdes atuam como trampolins, facilitando os fluxos e movimentos de organismos na paisagem. Pena (2017), modelando corredores ecológicos para aves urbanas em uma cidade brasileira, constatou que os jardins são importantes trampolins ecológicos para a manutenção da conectividade funcional da paisagem, sendo altamente explorados por grupos de espécies de aves florestais e campestres entre as manchas de habitat.

Conforme enunciado no início desta seção, além da origem e tamanho, as manchas também variam em relação à forma. Manchas de habitat mais próximas do formato circular têm a razão borda/área minimizada e, portanto, o centro da mancha está mais distante das bordas, e, conseqüentemente, são mais protegidos dos fatores externos (FORMAN; GODRON, 1986). Já manchas de contorno recortado e/ou mais alongadas estão mais suscetíveis a apresentar efeito de borda, principalmente aquelas de menor área, uma vez que há maior interação com a matriz.

As bordas podem ser entendidas como áreas de contato entre diferentes manchas da paisagem (e.g. entre uma mancha florestal e uma mancha urbana), nas quais a intensidade dos fluxos muda de forma brusca (FORMAN, 1995). Como a transição entre a mancha florestal e a mancha urbana é muito abrupta, é criada uma borda que expõe a floresta às condições encontradas na matriz adjacente (efeito de borda), ocasionando mudanças microclimáticas como aumento da temperatura e diminuição da umidade, e, com isso, alterações malélicas na estrutura da vegetação e na composição de espécies (tanto de plantas quanto de animais), assim como na interação entre elas. Quanto maior for o contraste estrutural entre habitats adjacentes, mais intenso será o efeito de borda (COLLI *et al.*, 2003; MEFFE; CARROL, 1994; PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

2.1.1.2 Corredores

Os corredores são elementos lineares da paisagem, de origem natural, como um curso de água e sua vegetação ripária, ou antrópica, como vias e linhas de transmissão de energia (FORMAN; GODRON, 1986).

Segundo Forman (1995), os corredores podem desempenhar cinco funções principais nas paisagens, a saber: habitat, condução, filtro ou barreira, fonte e declínio. Um corredor atua como habitat quando permite que espécies vivam nele; como condutor, quando permite que organismos se movam através dele; como filtro ou barreira, quando reduz ou inibe fluxos; como fonte, quando fornece organismos, energia ou materiais para a matriz circundante; e como elemento de declínio, quando os absorve.

Em face da contínua perda e fragmentação das manchas de habitats, os corredores de origem natural tornam-se elementos fundamentais para a garantia da conectividade da paisagem (METZGER, 1999), especialmente em áreas urbanas, onde a permeabilidade da matriz circundante é relativamente baixa para muitas espécies.

Em paisagens fragmentadas, quando o habitat original encontra-se disperso em inúmeros fragmentos, isolando e reduzindo o tamanho das populações nativas, a sobrevivência das espécies depende de suas habilidades de se deslocarem pela paisagem. Nestas condições, os corredores podem ter papel capital, pois muitas espécies não conseguem usar ou cruzar áreas [...] criadas pelo homem [...], e a existência de uma continuidade na cobertura vegetal original é assim essencial (METZGER, 2010, p. 92,93).

A sua estrutura, definida pela largura e complexidade, é que irá determinar o deslocamento das espécies na paisagem (METZGER, 1999).

Os corredores ripários¹³, constituídos pelos cursos de água e sua vegetação adjacente (conhecida como vegetação ripária¹⁴), são apontados em diversos estudos como elementos vitais para facilitar o movimento das espécies através de paisagens fragmentadas (METZGER, 2010), tanto em áreas rurais como em áreas urbanas onde representam, muitas vezes, os únicos espaços verdes contínuos existentes.

¹³ "Corredores ripários são unidades ecológicas integradas, caracterizadas por uma diversidade de habitats aquáticos e terrestres, sustentados pela dinâmica fluvial" (TOCKNER; WARD, 1999, p. 293). Variam em largura consoante à importância da linha de água, controlam os fluxos de água e nutrientes, reduzindo a probabilidade de assoreamento e cheias (FORMAN; GODRON, 1986; MARSH, 2010).

¹⁴ Ripária é uma palavra derivada do latim *ripa*, que se refere às margens dos rios (RILEY, 1998).

Contudo, na maior parte das paisagens do mundo, os corredores ripários encontram-se intensamente modificados (RICHARDSON *et al.*, 2007). Corredores com níveis mais baixos de intervenção humana são mais permeáveis ao movimento da fauna (THEOBALD *et al.*, 2012), além de serem menos vulneráveis à invasão de espécies exóticas e outros estressores que podem inibir o movimento das espécies e reduzir a qualidade dos habitats (RICHARDSON *et al.*, 2007).

Vários estudos têm evidenciado a importância dos corredores ripários para o deslocamento de espécies de diferentes grupos taxonômicos, como plantas (ARONSON *et al.*, 2017), mamíferos (KEUROGHLIAN; EATON, 2008; LIMA; GASCON, 1999), aves (ASSUNÇÃO; ZIMMERMANN, 2009; GILLIES; ST. CLAIR, 2008; GRAFIUS *et al.*, 2017; MACHTANS; VILLARD; HANNON, 1996; TREMBLAY; ST. CLAIR, 2011), anfíbios (LIMA; GASCON, 1999) e insetos (MOURA; SCHLINDWEIN, 2009). Como exemplo, uma pesquisa realizada por Gillies e St. Clair (2008) comprovou, por meio de telemetria e unidades de GPS portáteis, que os corredores ripários facilitaram o movimento de uma ave florestal em uma paisagem fragmentada dominada por atividades agrícolas, na Costa Rica. Já Tremblay e St. Clair (2011) obtiveram resultados semelhantes ao avaliarem a permeabilidade de elementos paisagísticos ao movimento de duas espécies de aves canoras – uma residente e outra sensível às cidades –, por meio de experimentos de translocação na paisagem da cidade de Calgary, no Canadá. Os autores concluíram que a melhoria da permeabilidade da paisagem urbana para as espécies poderia ser conseguida preservando a conectividade da vegetação ao longo dos corredores ripários e outras áreas maiores de vegetação natural, e melhorando a permeabilidade da matriz urbana através da incorporação de elementos projetados para minimizar as lacunas de vegetação.

Com base nesses e em outros estudos, "não há dúvidas que independentemente [...] do grupo taxonômico considerado, toda paisagem deveria manter corredores ripários, dado os seus benefícios para a conservação das espécies" (METZGER, 2010, p. 93).

Além de facilitar o movimento das espécies e reduzir os efeitos negativos da fragmentação, como o isolamento entre as manchas de habitat remanescentes, os corredores de vegetação ripária podem prover muitos outros serviços ecossistêmicos, como fornecer habitat e alimento para várias espécies de animais; proporcionar microclima adequado para o funcionamento do ambiente aquático; estabilizar as margens dos cursos de água, protegendo os solos de processos erosivos e os cursos de água do assoreamento;

funcionar como barreira para nutrientes e contaminantes que são carregados até os cursos de água; minimizar as inundações, diminuindo a velocidade da água, absorvendo-a ou aumentando as taxas de evapotranspiração; oferecer oportunidades de lazer para a população; melhorar a qualidade estética da paisagem; entre outros (NAIMAN *et al.*, 2005).

No Brasil, esses espaços lineares são enquadrados pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei Federal nº 12.651/2012) como Área de Preservação Permanente (APP), definida como:

área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012, art. 3º, II).

Já os corredores viários podem agregar uma infinidade de impactos negativos à biodiversidade local e regional, como: perda e fragmentação dos habitats; criação de barreira física, impedindo ou dificultando o movimento da fauna de um lado para o outro da via; atropelamentos; alterações microclimáticas, devido à criação de bordas nos remanescentes florestais cortados pela via; poluição sonora e luminosa; entre outros (BAGER *et al.*, 2016; VAN DER REE *et al.*, 2011).

No que tange aos atropelamentos, estima-se que mais de 475 milhões de espécies de vertebrados sejam atropelados todos os anos no Brasil (BAGER *et al.*, 2016). A quantidade e a frequência dos atropelamentos pode ser alta e contínua o suficiente para reduzir o fluxo gênico e a abundância da população, aumentando localmente o risco de extinção das espécies (FREITAS; BARSZCZ, 2015; JACKSON; FAHRIG, 2011). Além disso, os atropelamentos podem causar acidentes graves, com altos prejuízos econômicos e riscos à vida humana (FREITAS, 2010; FREITAS; BARSZCZ, 2015). Dados relatados por Huijse *et al.* (2009) estimam que nos Estados Unidos, onde há registros de dados de monitoramento, ocorrem anualmente de 1 a 2 milhões de acidentes envolvendo veículos e animais de grande porte, causando 211 mortes humanas, 29.000 feridos e um prejuízo de um bilhão de dólares com danos materiais por ano.

Já a poluição sonora (ruído), proveniente do tráfego de veículos, pode afetar os animais de várias maneiras, como: impedir e alterar o movimento (NAKANO *et al.*, 2018); influenciar na comunicação da vida selvagem (PARRIS; SCHNEIDER, 2008; PARRIS; VELIK-LORD; NORTH, 2009), dificultando aos animais ouvirem uns aos outros, seus

predadores e suas presas; dificultar a defesa de seus territórios e a atratividade de parceiros; reduzir a riqueza, abundância, composição (SENZAKI; KADOYA; FRANCIS, 2020) e o sucesso reprodutivo de algumas espécies (HALFWERK *et al.*, 2011); entre outros.

Por exemplo, Nakano *et al.* (2018) atentaram que o ruído pode prolongar o tempo de travessia de espécies de anfíbios em ambientes abertos com tráfego intenso, como vias pavimentadas, aumentando o risco de mortalidade por atropelamento. Parris e Schneider (2008) e Parris, Velik-Lord e North (2009) mostraram que algumas espécies de aves e anfíbios alteram o tom de seus cantos para uma frequência mais alta perto das vias, e que a abundância das espécies diminui substancialmente com o aumento do ruído e do volume do tráfego. Senzaki, Kadoya e Francis (2020) revelaram que áreas expostas ao ruído reduzem a riqueza, a abundância e a composição de espécies de aves florestais quando comparadas a ambientes silenciosos adjacentes, e que os impactos ecológicos do ruído podem se estender para áreas muito além daquelas expostas a ele. E Halfwerk *et al.* (2011) comprovaram o efeito negativo do ruído do tráfego no sucesso reprodutivo de uma espécie de ave florestal comum na Europa e Ásia (os autores identificaram um menor número de ovos e filhotes em crescimento nas áreas mais ruidosas, próximas à rodovia).

Assim como a poluição sonora, a poluição luminosa dos corredores viários (iluminação pública das vias e dos veículos) pode acarretar diversos efeitos negativos sobre os animais selvagens, como: limitar o movimento (DEGEN *et al.*, 2016; HALE *et al.*, 2015); afetar a comunicação e a reprodução (DIAS *et al.*, 2019; KEMPENAERS *et al.*, 2010); reduzir a capacidade visual e desorientar certas espécies noturnas (BUCHANAN, 1993); entre outros.

Por exemplo, estudos desenvolvidos por Degen *et al.* (2016) com uma comunidade de mariposas na zona rural do nordeste da Alemanha, e por Hale *et al.* (2015), com uma espécie de morcego comum nas cidades do Reino Unido, mostraram que a iluminação viária limitou significativamente a mobilidade dos organismos entre as manchas de habitat. Dias *et al.* (2019) revelaram que a iluminação pública das vias alterou aspectos sazonais e temporais de atividades de vocalização de algumas espécies de anuros do sul do Brasil, o que pode comprometer o sucesso reprodutivo (especialmente em vias com grande volume de tráfego de veículos), devido a menores chances de atrair parceiros e desperdício de energia em período inadequado. Kempenaers *et al.* (2010) mostraram que a iluminação viária altera o canto de algumas espécies de aves florestais (os autores identificaram que aves em territórios expostos à luz das ruas começaram a cantar significativamente mais cedo ao

amanhecer do que aves em territórios sem luz, afetando o tempo do comportamento reprodutivo e os padrões individuais de acasalamento). Ainda, estudos de laboratório de Buchanan (1993) evidenciaram que mudanças rápidas e radicais na iluminação podem reduzir a capacidade visual de algumas espécies de sapos, podendo torná-los, dessa forma, mais vulneráveis à predação ou ao atropelamento.

Tendo em vista que até o ano de 2050 quase 25 milhões de quilômetros de novos corredores viários devem ser adicionados em todo o mundo (um aumento de 60% na extensão total de vias e ferrovias, em relação ao ano de 2010) e que a maior parte da expansão viária futura (90%) deve ocorrer nos países em desenvolvimento, incluindo regiões que sustentam uma rica biodiversidade de espécies e prestam importantes serviços ecossistêmicos, como é o caso do Brasil (DULAC, 2013; LAURANCE *et al.*, 2014), estudos adicionais sobre a interação entre corredores viários e a biodiversidade tornam-se a cada dia mais necessários.

O surgimento da Ecologia de Estradas, ramo da ecologia que estuda as relações da implantação e manutenção da infraestrutura viária com a biodiversidade (FORMAN *et al.*, 2003), tem contribuído para avaliar os impactos negativos provocados pelos corredores viários e permitido o desenvolvimento de medidas que podem evitar ou atenuar os seus efeitos sobre a diversidade biológica (COFFIN, 2007).

Estudos têm evidenciado que, com planejamento e gerenciamento adequado, é possível mitigar os impactos negativos acarretados pelos corredores viários. Por exemplo, Fernandez-Juricic (2000) e Pena *et al.* (2017a) mostraram que, quando arborizados, os corredores viários podem desempenhar um papel importante na conexão de manchas de habitat dentro das paisagens urbanas e influenciar positivamente o movimento de algumas espécies de aves. Em outro estudo, Pena e colaboradores descobriram que a arborização viária pode reduzir os efeitos negativos do ruído na comunidade de aves que habita vias urbanas. Os resultados obtidos pelos autores evidenciam que manter grandes árvores, aumentar a diversidade de árvores nas vias e plantar uma maior quantidade de espécies arbóreas nativas pode mitigar os impactos negativos da urbanização sobre as aves que ocupam a matriz urbana e aumentar a riqueza e a abundância das espécies de aves e a funcionalidade dos ecossistemas¹⁵ (PENA *et al.*, 2017c).

¹⁵ Resultados semelhantes foram encontrados por Barth, Fitzgibbon e Wilson (2015), ao medirem a riqueza e a abundância de espécies de aves em quatro tipos de habitat: vias sem arborização, vias com arborização,

Além dos efeitos positivos sobre a conectividade e a biodiversidade, a arborização viária pode contribuir para a provisão de múltiplos serviços ecossistêmicos, essenciais para a saúde e bem-estar dos seres humanos, tais como: melhorar o microclima e a qualidade do ar (VAILSHERY; JAGANMOHAN; NAGENDRA, 2013); atenuar a poluição sonora; auxiliar na redução do escoamento das águas pluviais urbanas, reduzindo o risco de inundações (ARMSON; STRINGER; ENNOS, 2013); entre outros.

Na seção 2.3.3b, apresentamos outras medidas que podem ser utilizadas para evitar ou mitigar os impactos negativos dos corredores viários sobre a biodiversidade (especialmente no que tange aos efeitos de barreira e atropelamentos), como estruturas de passagens de fauna, cercas e telamentos, sinalizações de alerta, redutores de velocidade e espelhos e refletores.

Conforme visto anteriormente, trampolins ecológicos e corredores de origem natural são considerados elementos fundamentais para facilitar os fluxos e movimentos de espécies em paisagens fragmentadas. Contudo, o uso desses elementos pelas espécies pode ser afetado por outros componentes, como por exemplo, pela matriz, descrita na seção a seguir.

2.1.1.3 Matriz

A matriz tem recebido diferentes conceitos na literatura (FORMAN, 1995; RICKETTS, 2001), sendo aqui definida como um complexo mosaico de diferentes tipos de cobertura do solo que cercam as áreas de habitat (RICKETTS, 2001).

O conceito de matriz foi fortemente influenciado pela teoria da Biogeografia de Ilhas, proposta na década de 1960 pelo ecólogo canadense Robert Helmer MacArthur e pelo biólogo norte-americano Edward Osborne Wilson (MACARTHUR; WILSON, 1967). Os pressupostos dessa teoria, baseados em ilhas oceânicas, simplificam as paisagens em apenas duas classes: habitat (i.e. locais nativos adequados para a sobrevivência das espécies focais) e matriz (i.e. áreas de não-habitat, geralmente criadas pelo homem, onde as espécies não seriam capazes de sobreviver) (BOSCOLO; FERREIRA; LOPES, 2016).

parques recreativos e áreas de mata. Os autores descobriram, entre outros resultados, que as vias com arborização continham maior riqueza e abundância de espécies do que as vias sem arborização, e que o número de espécies e a abundância total de aves estavam positivamente associadas ao número total de árvores maduras retidas em vias com arborização.

As matrizes foram então consideradas, primeiramente, como áreas homogêneas e inóspitas, sem nenhum benefício ou importância ecológica para as espécies. Contudo, com o avanço do conhecimento, constatou-se que a visão de matriz homogeneamente inóspita é aplicável apenas às ilhas oceânicas (o oceano como matriz) e que, nos continentes, a matriz raramente é homogênea.

Um conjunto crescente de estudos tem mostrado que muitas espécies podem perceber as paisagens de uma forma mais complexa do que o modelo simplista habitat-matriz, e podem utilizar diferentes tipos de cobertura do solo e elementos que compõem a matriz – sejam eles naturais ou antrópicos – para alimentação, nidificação, proteção, habitat adicional e como meio para facilitar os seus deslocamentos entre as manchas de habitat; demonstrando-se, assim, a necessidade de se levar em consideração a heterogeneidade e a complexidade da matriz nos estudos da paisagem (BOSCOLO; FERREIRA; LOPES, 2016).

Nessa perspectiva, as matrizes podem ser de vários tipos e apresentar diferentes graus de permeabilidade ao movimento das espécies. Compreende-se como permeabilidade a facilidade com que diferentes tipos de fluxos (de materiais, organismos, entre outros) podem atravessar a matriz (RODÀ, 2003).

Para elucidar o efeito da permeabilidade da matriz, pode-se tomar, como exemplo, o estudo desenvolvido por Da Silva *et al.* (2015) com três espécies de primatas em uma paisagem altamente fragmentada da Mata Atlântica brasileira. Os autores descobriram que as espécies conseguem se movimentar melhor, entre as diferentes manchas florestais, quando estas estão envoltas por matrizes compostas por plantações de café do que quando estão inseridas em matrizes compostas por plantações de cana-de-açúcar ou pastagens. Esses resultados destacam que diferentes tipos de matrizes podem ter permeabilidades diferentes e que, provavelmente, tipos de matrizes com maior similaridade ao habitat original das espécies (neste caso, plantações de café) são mais permeáveis (i.e. menos resistentes) ao movimento das espécies do que tipos de matrizes mais diferentes (neste caso, plantações de cana-de-açúcar e pastagens). Além disso, a maneira como cada espécie percebe as matrizes pode variar consideravelmente (i.e., as respostas são espécie-específicas), dificultando generalizações. Assim, uma mesma matriz pode ser muito permeável para uma espécie e pouco ou nada permeável para outra, de acordo com a resposta comportamental de cada espécie (RODÀ, 2003).

Essa variação entre espécies pode ser compreendida no estudo de Hansbauer *et al.*, (2010), que avaliou, por meio de radiotelemetria, a frequência de uso de diferentes tipos de matrizes por três espécies de aves florestais em paisagens fragmentadas e contíguas da Mata Atlântica. Apesar de preferirem ambientes florestais, duas espécies estudadas pelos pesquisadores apresentaram uma percepção plural da paisagem, utilizando em diferentes graus também matrizes antropogênicas, como pastagens, áreas agrícolas, plantações de eucalipto e assentamentos humanos. Já a terceira espécie limitou-se a utilizar apenas ambientes florestais, evidenciando, assim, que as respostas das espécies a diferentes tipos de matrizes variam consideravelmente, até entre espécies com o mesmo tipo de habitat.

Matrizes mais permeáveis podem desempenhar as mesmas funções que corredores na paisagem (RICKETTS, 2001), como: diminuir o isolamento entre manchas de habitat e aumentar a taxa de imigração das espécies; servir como fonte de recursos, como habitat complementar; e facilitar os fluxos e movimentos. Assim, "uma maior permeabilidade da matriz aos fluxos biológicos pode atenuar os efeitos da fragmentação, e servir como uma alternativa de manejo para aumentar a conectividade da paisagem" (METZGER, 2006, p. 18).

No que tange à conectividade, elementos de conexão – como trampolins ecológicos e corredores de origem natural – podem ser intensamente afetados pela matriz circundante. Um estudo, desenvolvido por Baum *et al.* (2004), mostrou que a eficácia dos trampolins e corredores ecológicos para promover o movimento de uma espécie de inseto entre manchas de habitat dependia fortemente da permeabilidade da matriz circundante. Em uma matriz de baixa resistência (i.e. que facilita a dispersão), os trampolins e corredores promoveram alta conectividade. Já em uma matriz de alta resistência (i.e. que dificulta a dispersão), a eficácia dos trampolins e corredores foi significativamente menor. Portanto, a eficiência de trampolins e corredores ecológicos para promover a conectividade pode ser significativamente aprimorada quando incorporada em matrizes mais permeáveis (i.e. com baixa resistência).

Apesar da importância da matriz nos estudos da paisagem, o conhecimento sobre o deslocamento na matriz ainda é escasso e restrito a um pequeno número de espécies, sendo necessário um maior conjunto de dados para o desenvolvimento de ações de mitigação que visem a melhorar a permeabilidade e a conectividade em paisagens fragmentadas (CROUZEILLES; LORINI; GRELE, 2010).

Outro conceito de vital importância nos estudos de ecologia da paisagem e que está intimamente relacionado à permeabilidade da matriz é o de conectividade funcional da paisagem, descrito a seguir.

2.1.2 Conectividade da paisagem

A conectividade foi originalmente definida como o grau em que uma paisagem facilita ou impede o movimento de organismos entre manchas de recursos (TAYLOR *et al.*, 1993).

Desde que o conceito foi formalizado, há cerca de três décadas, na ecologia da paisagem, o seu significado tem se tornado bastante difuso e ambíguo. A revisão da literatura revela que vários tipos de conectividade são considerados dentro de estudos ecológicos, que as definições são aplicadas de forma inconsistente e que os métodos para quantificar cada tipo de conectividade variam (LA POINT *et al.*, 2015).

Segundo Taylor, Fahrig e With (2006), a conectividade pode ser compreendida a partir de duas formas distintas: conectividade estrutural e conectividade funcional.

2.1.2.1 Conectividade estrutural

A conectividade estrutural descreve as relações físicas entre os elementos da paisagem (e.g., a distância entre manchas de habitat florestal), ignorando a resposta comportamental das espécies à estrutura da paisagem (TAYLOR; FAHRIG; WITH, 2006).

É comumente medida usando métricas da paisagem, como tamanho das manchas; distância média do vizinho mais próximo, entre outras medidas de fragmentação¹⁶; ou através da identificação de características lineares da paisagem que se acredita agir como condutores ou barreiras ao movimento (LA POINT *et al.*, 2015), por exemplo, os corredores.

¹⁶ Uma descrição detalhada das métricas da paisagem e dos softwares mais utilizados para sua mensuração, pode ser encontrada em Rudolpho (2012).

2.1.2.2 Conectividade funcional

A conectividade funcional, por outro lado, combina a descrição da estrutura física da paisagem com a resposta das espécies e dos processos ecológicos a essa estrutura. É, portanto, o resultado da interação entre um processo comportamental (movimento) e a estrutura física da paisagem; uma propriedade dinâmica que é avaliada na escala da paisagem (com organismos específicos ou grupos de organismos em mente), e não simplesmente uma propriedade agregada de um conjunto de manchas dentro da paisagem (TAYLOR; FAHRIG; WITH, 2006).

Pode ser mensurada de duas formas, não excludentes: a partir de técnicas genéticas ou de rastreamento, exigindo informações sobre as características da paisagem e o comportamento das espécies (TAYLOR; FAHRIG; WITH, 2006); e a partir de técnicas de modelagem, como análise de caminhos de menor custo (ADRIAENSEN *et al.*, 2003), teoria de circuitos (MCRAE *et al.*, 2008) e outros modelos teóricos gráficos (URBAN; KEITT, 2001) que modelam a conectividade funcional através de estimativas de resistência da paisagem (LA POINT *et al.*, 2015).

Segundo Metzger (2003), a conectividade estrutural pode ser considerada um potencial de conectividade funcional; o estabelecimento de conexões estruturais, no entanto, não significa que elas existam funcionalmente. Ou inversamente, a ausência de conexões estruturais não implica obrigatoriamente na ausência de fluxos biológicos. Tudo depende das características da espécie e da maneira como ela se locomove na paisagem e interage com seus elementos.

A conectividade estrutural tem sido frequentemente aplicada em estratégias de planejamento nas cidades, tendo em vista a sua facilidade de mensuração e implementação dentro de um curto período de tempo. Já a aplicação da conectividade funcional tem sido bastante subestimada, em parte devido aos desafios para torná-la operacional durante o processo (PARK, 2015).

Para Taylor, Fahrig e With (2006), a relativa facilidade de cálculo da conectividade estrutural não é razão suficiente para a sua utilização. O uso da conectividade estrutural em lugar da conectividade funcional pode levar a estratégias inadequadas de gerenciamento e ofuscar problemas importantes na gestão de uma determinada paisagem. Por exemplo: duas

manchas de habitat podem estar estruturalmente ligadas por um corredor e não estarem conectadas para uma determinada espécie, caso esta não seja capaz de usar corredores (METZGER, 2003; TISCHENDORF; FAHRIG, 2000). Além do mais, a heterogeneidade da matriz pode afetar expressivamente a conectividade entre as manchas, pois, conforme visto na seção 2.1.1.3, matrizes de diferentes tipos podem ter permeabilidades diferentes. Por essas questões, para uma medição mais realista da conectividade, deve-se incorporar um componente funcional (FISCHER; LINDENMAYER, 2007).

Devido à complexidade de questões abordadas em ecologia da paisagem e à dificuldade de se realizar experimentos com paisagens – em especial sob uma abordagem funcional –, os modelos vêm sendo considerados excelentes aliados para a obtenção de conhecimento e geração de hipóteses (BUREL; BAUDRY, 2002; METZGER *et al.*, 2007; TURNER; GARDNER, 2015).

2.1.3 O uso de modelos em ecologia da paisagem

Modelos podem ser definidos como:

[...] qualquer representação simplificada da realidade ou de um aspecto do mundo real que surja como de interesse ao pesquisador, que possibilite reconstruir a realidade, prever um comportamento, uma transformação ou uma evolução (CHRISTOFOLETTI, 1999, p. 8).

Eles têm sido utilizados em diversas disciplinas como um meio para formalizar, de forma simplificada, o entendimento sobre um determinado assunto e testar, empiricamente, a validade das premissas ou hipóteses utilizadas em sua construção (METZGER *et al.*, 2007; TURNER; GARDNER, 2015).

Em Ecologia da Paisagem, cujo principal objetivo é analisar as relações entre padrões espaciais e processos ecológicos, os modelos podem – a partir do conhecimento adquirido empiricamente (por experimentação ou observação) – ser utilizados para formalizar estas relações, de acordo com algumas premissas, e simular, a partir de um padrão espacial conhecido, as alterações esperadas (METZGER *et al.*, 2007; TURNER; GARDNER, 2015).

De acordo com Metzger *et al.* (2007), na ecologia da paisagem a modelagem tem sido utilizada para diversas finalidades, em especial para: descrever a estrutura da paisagem; analisar a dinâmica da paisagem; estudar espacialmente a dinâmica de populações ou

metapopulações; e para analisar a relação entre a estrutura da paisagem e os diversos processos ecológicos, como a movimentação das espécies através da paisagem.

Apresenta-se, a seguir, o modelo de caminhos de menor custo; método de modelagem que será empregado na presente pesquisa para analisar a conectividade funcional da paisagem estudada.

a) Modelagem de caminhos de menor custo

A modelagem de caminhos de menor custo vem sendo um método amplamente utilizado em estudos recentes de ecologia da paisagem e conectividade funcional da paisagem (CORREA AYRAM *et al.*, 2016; LAPOINT *et al.*, 2015).

Em comparação com a abordagem tradicional, que utiliza a distância euclidiana para expressar a dispersão de espécies entre manchas de habitat, a modelagem de menor custo leva em consideração a influência da heterogeneidade da matriz da paisagem sobre o movimento e o comportamento das espécies (VILLARD; METZGER, 2014).

O modelo é gerado a partir de uma superfície de resistência ou superfície de custo¹⁷ – uma imagem em formato raster em Sistema de Informações Geográficas – utilizada para representar a capacidade de movimento das espécies na paisagem com base em aspectos comportamentais e fisiológicos, tais como gastos de energia, risco de mortalidade e disposição para atravessar um determinado tipo de cobertura do solo (ZELLER; MCGARIGAL; WHITELEY, 2012).

Assim, células com valores de resistência mais elevado representam maiores dificuldades de deslocamento na paisagem, por apresentarem maiores gastos energéticos e maiores riscos de mortalidade ou por serem ambientes menos favoráveis ou atraentes para uma determinada espécie; células com menores valores de resistência representam as áreas mais atrativas (e.g. disponibilidade de alimento, menor risco de mortalidade) para o movimento das espécies (ETHERINGTON; HOLLAND, 2013).

Os métodos para parametrizar as superfícies de resistência são variados e ainda não há consenso na literatura sobre a melhor maneira de atribuir valores de resistência à diferentes atributos paisagísticos (ZELLER; MCGARIGAL; WHITELEY, 2012).

¹⁷ Também chamada como superfície de "fricção", "permeabilidade", impedância" e "condutividade" ao movimento.

Segundo La Point *et al.* (2015), a forma mais direta para adquirir valores de resistência é pela análise de movimentos individuais das espécies por meio de técnicas genéticas (e.g., EPPS *et al.*, 2007) ou rastreamento (e.g., RICHARD; ARMSTRONG, 2010; ANUNCIAÇÃO; GRILLO, 2018); esses dados, porém, são bastante raros e onerosos de se adquirir.

Apesar da escassez de dados empíricos, há uma necessidade crescente de incorporar avaliações de conectividade funcional da paisagem visando apoiar iniciativas de conservação da biodiversidade (HELLER; ZAVALETA, 2009).

Devido à falta de dados empíricos sobre o movimento das espécies, muitos estudos dependem da opinião de especialistas para parametrização da resistência. Embora o conhecimento especializado possa não estimar com precisão os efeitos paisagísticos sobre o movimento das espécies, tem sido considerado uma fonte alternativa de informação, especialmente nos casos em que os dados não estão disponíveis e que há urgência em ações de conservação (ZELLER; MCGARIGAL; WHITELEY, 2012).

Segundo McBride e Burgman (2012), "conhecimento especializado" é o que os indivíduos qualificados sabem como resultado de suas práticas técnicas, treinamento e experiência. Pode incluir fatos ou evidências recordadas, inferências feitas pelo perito com base em "fatos concretos" em resposta a situações novas ou indocumentadas, e integração de fontes diferentes em modelos conceituais para abordar questões de nível de sistema.

Existem vários métodos que podem ser utilizados para coletar a opinião de especialistas. Apresenta-se, a seguir, o Método Delphi; técnica que será empregada na presente pesquisa para coletar informações sobre as superfícies de resistência.

2.2 MÉTODO DELPHI (CONSULTA A ESPECIALISTAS)

O método Delphi é uma técnica de pesquisa que permite que um grupo de indivíduos abordem coletivamente um problema complexo, por meio de um processo de comunicação estruturado (HASSON; KEENEY, 2011; LINSTONE; TUROFF, 2002).

Segundo Linstone e Turoff (2002), o método se originou nos Estados Unidos, no início da década de 1950, como uma ferramenta preditiva para os militares¹⁸. Nos últimos 60 anos evoluiu consideravelmente, sendo considerada particularmente adequada para abordar questões multifacetadas, especialmente quando a informação é limitada ou conflitante, ou para combinar diferentes tipos de evidência (MUKHERJEE *et al.*, 2015).

A técnica Delphi se dá, geralmente, mediante aplicação de um questionário interativo que circula repetidas vezes por um grupo de especialistas, preservando o anonimato. Na primeira rodada, os especialistas recebem o questionário, preparado pelo coordenador, e são solicitados a respondê-lo individualmente, usualmente com respostas quantitativas apoiadas por justificativas e informações qualitativas. As respostas dos questionários são recolhidas, recebem um tratamento estatístico (normalmente medidas de centralidade e dispersão como médias, medianas, moda, quartis, variância e desvio padrão), e os resultados são devolvidos aos participantes na rodada seguinte (MUKHERJEE *et al.*, 2015). Quando há justificativas e opiniões qualitativas relacionadas às previsões quantitativas, o coordenador busca relacionar os argumentos às projeções quantitativas correspondentes.

A cada nova rodada, as perguntas são repetidas e os participantes podem reavaliar as suas respostas à luz das respostas dadas pelos demais respondentes do grupo na rodada anterior (MUKHERJEE *et al.*, 2015). Caso o participante tenha firmeza das suas escolhas, mantém as suas respostas, mas caso ele decida ajustar as suas avaliações diante da resposta do grupo, manifesta uma nova opinião (MOURA, 2007).

Este processo é repetido nas sucessivas rodadas até atingir um consenso de grupo, uma estabilidade na variação das respostas ou o alcance de um número de rodadas pré-estabelecido. Alcançado o nível de consenso esperado, a estabilidade das respostas ou o número de rodadas previamente definido, o relatório final é apresentado aos participantes (NOVAKOWSKI; WELLAR, 2008; MUKHERJEE *et al.*, 2015).

A seleção dos especialistas deve basear-se em critérios objetivos (se possível, quantificáveis) definidos antes do estudo. Os peritos são geralmente identificados com base em qualificações, formação, experiência, adesão profissional e reconhecimento de pares,

¹⁸ Sob o nome *Project Delphi*, foi desenvolvido pela *Rand Company*, patrocinadora da Força Aérea Americana. Tinha como objetivo gerar consenso entre especialistas da área militar sobre a temática da defesa nacional (LINSTONE; TUROFF, 2002).

embora definições mais amplas de especialização possam incluir pessoas não treinadas que possuam experiência prática direta (MCBRIDE; BURGMAN, 2012).

Em relação ao número de especialistas a serem consultados, não existe um consenso na literatura sobre a quantidade ideal de participantes, pois essa quantidade depende do escopo e contexto da pesquisa e de fatores extrínsecos ao pesquisador, como a disponibilidade de especialistas para participar.

Em uma revisão de 36 estudos que aplicaram a técnica Delphi na área de ecologia e conservação biológica, Mukherjee *et al.* (2015) constataram que o número de participantes (principalmente especialistas) variou entre 2 e 184, e que a maior parte desses estudos tiveram menos de 20 participantes durante todas as rodadas. Para Power (2003), porém, a representatividade da amostra deve ser julgada com base nos atributos dos entrevistados e não no número de respondentes.

Para assegurar a autenticidade do método, as seguintes condições devem ser atendidas:

- a) assegurar o anonimato dos respondentes, a fim de evitar a influência prévia de uns sobre os outros¹⁹ e eventuais constrangimentos devido a mudanças de opinião durante o processo;
- b) retorno (*feedback*) das respostas, para que os especialistas possam, conhecendo as opiniões do grupo, reavaliar e aprofundar suas opiniões;
- c) tratamento estatístico das respostas, para que cada especialista possa se posicionar em relação ao grupo, e para que o coordenador possa acompanhar a evolução das respostas em direção ao consenso.

É importante deixar claro que a técnica Delphi não pretende forçar um consenso em si, pois o que verdadeiramente se busca com ela é obter diversas respostas e opiniões para os questionamentos realizados, e que estas sejam as mais qualificadas possíveis (GUPTA; CLARKE, 1996). Nesse sentido, é muito importante identificar o momento mais oportuno para encerrar o seu processo, o que pode se dar mesmo que ainda existam desacordos entre os participantes.

¹⁹ Segundo Moura (2007, p. 2903) "os especialistas envolvidos na aplicação do Delphi devem ser mantidos em anonimato, pois informações sobre a composição da formação do grupo e suas especialidades poderiam conduzir na avaliação de um indivíduo. Caso um participante saiba, por exemplo, que nomes respeitados na área fazem parte do grupo, a informação pode interferir sobre suas avaliações sobre o tema."

Segundo Power (2003), um número maior de rodadas pode tornar o processo demorado, levando a fadiga e a desistência dos participantes. Após algumas poucas rodadas, normalmente duas ou três, as mudanças no julgamento do grupo passam a não compensar o esforço de novas rodadas (ISHIKAWA *et al.*, 1993). Por esse motivo, o número deve ser limitado e adaptado de acordo com o tempo disponível, mas pelo menos duas rodadas são necessárias para fornecer *feedback* e permitir que os entrevistados revisem suas respostas iniciais (MUKHERJEE *et al.*, 2015).

A técnica Delphi tem sido aplicada em várias disciplinas e pode ser utilizada em diversas situações, como: preencher lacunas de informações ou validar modelos através da experiência de especialistas; abordar problemas complexos que requerem agrupamento de insumos de diferentes disciplinas ou locais geográficos dentro de um período de tempo limitado; gerar consenso sobre questões controversas (e.g. em situações nas quais pode haver opiniões fortemente polarizadas) que são difíceis de resolver em contextos presenciais, tais como discussões em grupos focais; formular e avaliar políticas; entre outras (MUKHERJEE *et al.*, 2015).

2.3 INSTRUMENTOS DE PLANEJAMENTO E GESTÃO TERRITORIAL E PAISAGÍSTICO QUE PODEM CONTRIBUIR PARA MANTER E RESTAURAR A CONECTIVIDADE FUNCIONAL DA PAISAGEM E A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Apresentam-se, nesta seção, alguns instrumentos de planejamento e gestão territorial e paisagístico, existentes no Brasil e no mundo, que podem contribuir para manter e restaurar a conectividade funcional da paisagem e a conservação da biodiversidade.

Os instrumentos foram agrupados em três categorias, com base na classificação de instrumentos de política ambiental adotada por Moura (2016) e Merico (2002). São eles:

a) instrumentos normativos ou de comando e controle: aqueles que buscam, por meio de aplicação da legislação (comando) e fiscalização/monitoramento (controle), direcionar o comportamento da sociedade e dos agentes econômicos, geralmente estabelecendo punições ou sanções aos que não cumprirem as leis. Como exemplos dessa categoria de instrumento destacam-se as Áreas de Preservação Permanente (APPs) e as Reservas Legais (RLs) da Lei de Proteção da Vegetação Nativa; as Unidades de Conservação (UCs), Reservas Particulares do Patrimônio Particular Natural (RPPNs) e os Corredores

ecológicos, criados pela lei que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC); e a Quota Ambiental do Município de São Paulo/SP;

b) instrumentos econômicos: aqueles que procuram, por meio de benefícios e incentivos fiscais, direcionar e incentivar comportamentos favoráveis ao meio ambiente. Como exemplos dessa categoria de instrumento, destacam-se o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), o ICMS Ecológico, o IPTU Verde; e os mecanismos previstos no Estatuto da Cidade, como o Direito de preempção, a Outorga onerosa do direito de construir e a Transferência do direito de construir;

c) instrumentos voluntários: aqueles que, como o próprio nome indica, dependem da adesão voluntária dos agentes públicos, econômicos e sociais para serem implementados. Como exemplos dessa categoria de instrumento destacam-se algumas tipologias de infraestrutura verde, como telhados e paredes verdes; jardins de chuva; canteiros pluviais; biovaletas; técnicas de bioengenharia; corredores verdes e ruas verdes; e medidas para mitigar os impactos negativos dos corredores viários sobre a fauna, como estruturas de passagens de fauna, cercas e telamentos, sinalizações de alerta, redutores de velocidade, e espelhos e refletores.

2.3.1 Instrumentos normativos ou de comando e controle

a) Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Reservas Legais (RLs)

As APPs e as RLs, instituídas pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa²⁰, mais conhecida como Novo Código Florestal, destacam-se entre os principais instrumentos normativos para promover a conectividade da paisagem e a conservação da biodiversidade no Brasil.

As APPs são áreas legalmente protegidas, como margens de cursos de água, nascentes, lagos, lagoas e reservatórios, topos de morros, encostas íngremes e outros ecossistemas sensíveis, "[...] coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade,

²⁰ Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012.

facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas" (BRASIL, 2012, art. 3º, II).

Já a RL é uma área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural que deve ser mantida com a sua vegetação nativa²¹, com o objetivo de

[...] assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa (BRASIL, 2012, art. 3º, III).

Devido à ampla extensão e distribuição espacial em todos os territórios e paisagens brasileiras, as APPs e as RLs desempenham um papel crucial no estabelecimento de condições para permitir a persistência e facilitar os fluxos e movimentos de muitas espécies através da paisagem. Por exemplo, a localização estratégica da RL dentro de uma propriedade rural pode contribuir para formar corredores ecológicos com outras RLs, APPs, Unidades de Conservação (UCs) e demais áreas verdes (públicas ou privadas), e para manter zonas de amortecimento, garantindo a conservação de maiores extensões de áreas com cobertura vegetal nativa.

Contudo, apesar de sua importância para a conectividade da paisagem, conservação da biodiversidade e prestação de serviços ecossistêmicos, a implementação desses e de outros instrumentos (como as UCs, descrita na próxima seção), têm sido bastante dificultada, em parte devido às constantes pressões do setor do agronegócio e de seus representantes políticos, que argumentam que esses instrumentos restringem e impedem a expansão das atividades agrícolas²² (METZGER *et al.*, 2019; SOARES-FILHO *et al.*, 2014), em parte por causa do elevado valor da terra e questões fundiárias, que dificultam a criação

²¹ O tamanho da área varia de acordo com a região onde a propriedade está localizada. Na Mata Atlântica, por exemplo, o percentual exigido para a RL é de 20%. Já a localização da RL dentro de uma propriedade rural depende da aprovação do órgão estadual integrante do Sisnama ou instituição por ele habilitada (BRASIL, 2012, art. 14).

²² Recentemente, um Projeto de Lei apresentado ao Senado Brasileiro (Projeto de Lei nº 2362/2019), propôs extinguir completamente a exigência da RL da Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012, argumentando que o instrumento é muito restritivo e que impede a expansão das atividades agrícolas, sendo, portanto, prejudicial para o desenvolvimento do País. Contudo, um estudo publicado por Metzger *et al.* (2019) revelou que os argumentos apresentados no Projeto de Lei não são suportados por dados, evidências ou teorias científicas que mostrem que a extinção das RLs favorecerá o desenvolvimento do Brasil, pelo contrário. As RLs representam quase um terço de toda a vegetação nativa restante do País e a sua extinção pode levar a uma perda significativa de vegetação nativa, com consequências negativas para a biodiversidade e prestação de serviços ecossistêmicos (METZGER *et al.*, 2019).

dessas áreas, especialmente em zonas urbanas (GANEM, 2008; MOMM-SCHULT; FREITAS; PASSARELLI, 2014).

b) Unidades de Conservação (UCs)

As UCs são espaços territoriais e seus recursos ambientais, com características naturais relevantes, legalmente instituídas pelo Poder Público Federal, Estadual ou Municipal, com objetivos de conservação (BRASIL, 2000). São reguladas pela Lei nº 9.995, de 18 de julho de 2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Dividem-se em dois grupos: Unidades de Proteção Integral e Unidades de Uso Sustentável.

As Unidades de Proteção Integral visam a preservar a natureza, admitindo apenas o uso indireto²³ dos seus recursos naturais, ou seja, aquele que não envolve consumo, coleta ou dano aos recursos naturais. Incluem cinco categorias: Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre (BRASIL, 2000).

Já as Unidades de Uso Sustentável destinam-se à conservação da natureza com o uso sustentável dos recursos, conciliando a presença humana nas áreas protegidas. Nesse grupo, atividades que envolvem a coleta e o uso dos recursos naturais são permitidas, desde que praticadas de forma a manter constantes os recursos ambientais renováveis e os processos ecológicos. Abrangem sete categorias: Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Natural (BRASIL, 2000).

A importância das UCs estende-se também ao segmento turístico, que movimenta anualmente bilhões de reais na economia brasileira somente com o segmento de turismo de natureza. Um levantamento realizado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio, 2020), responsável, no âmbito do governo federal, por coordenar, planejar e ordenar o uso público nas UCs brasileiras, revelou que, em 2019, as UCs federais abertas à visitação receberam, aproximadamente, 15 milhões de visitas; um aumento de 20,4% em relação ao ano anterior.

²³ Esses usos incluem, por exemplo, educação ambiental, atividades recreativas em contato com a natureza, turismo ecológico, pesquisa científica, entre outros.

Segundo o Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC) do Ministério do Meio Ambiente, em janeiro de 2020 o número de UCs representava apenas 18,7% do território continental²⁴ e 26,5% do território marinho brasileiro²⁵.

De modo geral, a maior parte das UCs estão localizadas em áreas rurais com baixa densidade populacional, abrangendo grandes extensões territoriais com vegetação nativa. Contudo, é comum a ocorrência de algumas categorias de UC de Uso Sustentável (por exemplo: Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico e Reserva Particular do Patrimônio Natural) permeando ou envolvendo áreas urbanas²⁶ (GANEM, 2008; MOMM-SCHULT *et al.*, 2013).

Considerando que mais da metade (53%) de toda a vegetação nativa do Brasil está localizada em propriedades privadas (SOARES-FILHO *et al.*, 2014), e que há limitações para aquisição e gestão dessas áreas pelo poder público, a participação da sociedade civil é de extrema importância para assegurar a manutenção da conectividade e a conservação da biodiversidade do País.

Dessa forma, a criação de unidades de conservação privadas, como a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), poderia ser incentivada.

b.1) Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN)

De acordo com a Lei do SNUC, a RPPN é uma UC de domínio privado, gravada com perpetuidade²⁷ na matrícula do imóvel, com o objetivo de conservar a biodiversidade (BRASIL, 2000).

Ao contrário das APPs e RLs, as RPPNs dependem da vontade e da iniciativa dos proprietários em transformar, voluntariamente, toda ou parte de sua propriedade em reserva, sem que haja a perda do direito de propriedade. Podem ser criadas tanto em áreas rurais como em áreas urbanas, não havendo limite de tamanho mínimo ou máximo para a sua criação. Em Curitiba/PR, por exemplo, até o ano de 2017 já haviam sido criadas RPPNs com área variando de 684 m² a 46.955 m² (IAP, 2017).

²⁴ Destes, 6,4% são Unidades de Proteção Integral e 12,3% são Unidades de Uso Sustentável.

²⁵ Destes, 3,3% são Unidades de Proteção Integral e 23,1% são Unidades de Uso Sustentável.

²⁶ Segundo Ganem (2008), os fragmentos de vegetação nativa que integram essas unidades possuem papel essencial na manutenção de corredores ecológicos, conectando áreas de vegetação nativa rurais e urbanas.

²⁷ Ou seja, não pode ser extinta, a não ser por lei específica.

Em paisagens altamente fragmentadas, as RPPNs podem contribuir para aumentar a conectividade da paisagem, funcionando com trampolins ecológicos e como habitat para inúmeras espécies (SIMÃO; FREITAS, 2018).

Dados da Confederação Nacional de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (CNRPPN, 2020) mostram que, no Brasil, existem 1.582 RPPNs, totalizando 891.989,19 ha de áreas protegidas. Destas, 694 (44,1%) são reservas federais, 828 (52,7%) são estaduais e 50 (3,2%) são municipais.

Segundo Souza e Fonseca (2018, p. 10):

[...] cabe ao proprietário escolher em qual nível de governo (Federal, Estadual ou Municipal) pretende reconhecer sua RPPN. A princípio não existem diferenças entre as esferas do governo, mas vale mencionar alguns fatores que podem influenciar na decisão do proprietário: facilidade de acesso aos técnicos da Instituição que está reconhecendo a RPPN; infraestrutura institucional para apoiar o proprietário; e proximidade da RPPN com outras unidades de conservação, o que pode colaborar na proteção e gestão da reserva.

Poucos municípios brasileiros possuem legislações municipais específicas para a criação de RPPNs. Entre eles, o município de Curitiba/PR merece destaque por possuir o maior número de reservas municipais (CNRPPN, 2020) e atuar ativamente na criação, apoio à gestão e manejo dessas unidades²⁸ (SOUZA; FONSECA, 2018).

Embora possuam importância significativa para conservação da biodiversidade, as UCs tendem a sofrer as consequências do isolamento ao longo do tempo, afetando negativamente a vida de diferentes espécies de animais e vegetais (PEREIRA; CESTARO, 2016). Como medida para melhorar essa problemática, a Lei do SNUC regulamentou um outro importante instrumento, descrito na seção a seguir.

c) Corredores ecológicos

Os corredores ecológicos são instrumentos destinados a manter e aumentar a conectividade entre ecossistemas naturais ou seminaturais protegidos. Entre as metas a alcançar, busca-se ligar UCs, com vistas a possibilitar o fluxo de genes e o movimento das

²⁸ De acordo com informações coletadas no site da prefeitura, Curitiba possui 24 RPPNs municipais, totalizando 328.000 m² de área verde particular protegida. Como forma de incentivar a conservação da biodiversidade urbana em propriedades privadas, o município concede aos proprietários de RPPNs o direito de transferir o potencial construtivo dessas áreas para outros imóveis da cidade e isenção total do Imposto Predial e Territorial Urbano (IPTU).

espécies, permitindo a dispersão, a recolonização de áreas degradadas e a manutenção de populações que demandam mais do que o território de uma UC para sobreviver (BRASIL, 2000).

A adoção desse instrumento de conservação é bastante recente no Brasil, embora já existam projetos criados e geridos pelo poder público nos diferentes biomas do país (BRITTO, 2012; PEREIRA; CESTARO, 2016). Contudo, os projetos existentes ainda carecem de discussões e avaliações mais aprofundadas, com o intuito de indicar as melhores possibilidades para o seu uso (PEREIRA; CESTARO, 2016).

No âmbito federal, as referências legislativas sobre corredores ecológicos estão associadas a Resolução do CONAMA nº 9/1996 e ao SNUC. Na esfera estadual, verifica-se a existência de leis com menções à referida temática nos estados de São Paulo, Bahia, Espírito Santo e Minas Gerais, por exemplo. Além disso, no domínio municipal também é possível identificar algumas iniciativas para estabelecimento e proteção de corredores ecológicos, previstas em Códigos Municipais de Meio Ambiente (PEREIRA; CESTARO, 2016, p. 5,6).

Além das APPs, RLs, UCs e corredores ecológicos, outros instrumentos normativos podem ser adotados para manter e restaurar a conectividade funcional da paisagem e a conservação da biodiversidade. Apresenta-se, a seguir, a Quota Ambiental do município de São Paulo/SP.

d) Quota Ambiental do município de São Paulo/SP²⁹

A quota ambiental corresponde a um conjunto de regras de ocupação que fazem com que cada lote contribua com a melhoria da qualidade ambiental da cidade, com ênfase nos aspectos de drenagem, microclima e biodiversidade. Tais regras são aplicadas em lotes com área superior a 500 m², no caso de construção de edificação nova, ou em reforma de edificação existente com acréscimo de área superior a 20% da área construída (SÃO PAULO, 2016b).

Segundo a Prefeitura Municipal de São Paulo/SP, a quota ambiental exige que cada lote/edificação atinja uma pontuação mínima, que varia conforme a localização do lote na cidade (perímetros de qualificação ambiental) e conforme a sua dimensão (quanto maior o

²⁹ Proposta pela Lei nº 16.402, de 22 de março de 2016 (SÃO PAULO, 2016b), e regulamentada pelo Decreto nº 57.565, de 27 de dezembro de 2016 (SÃO PAULO, 2016a).

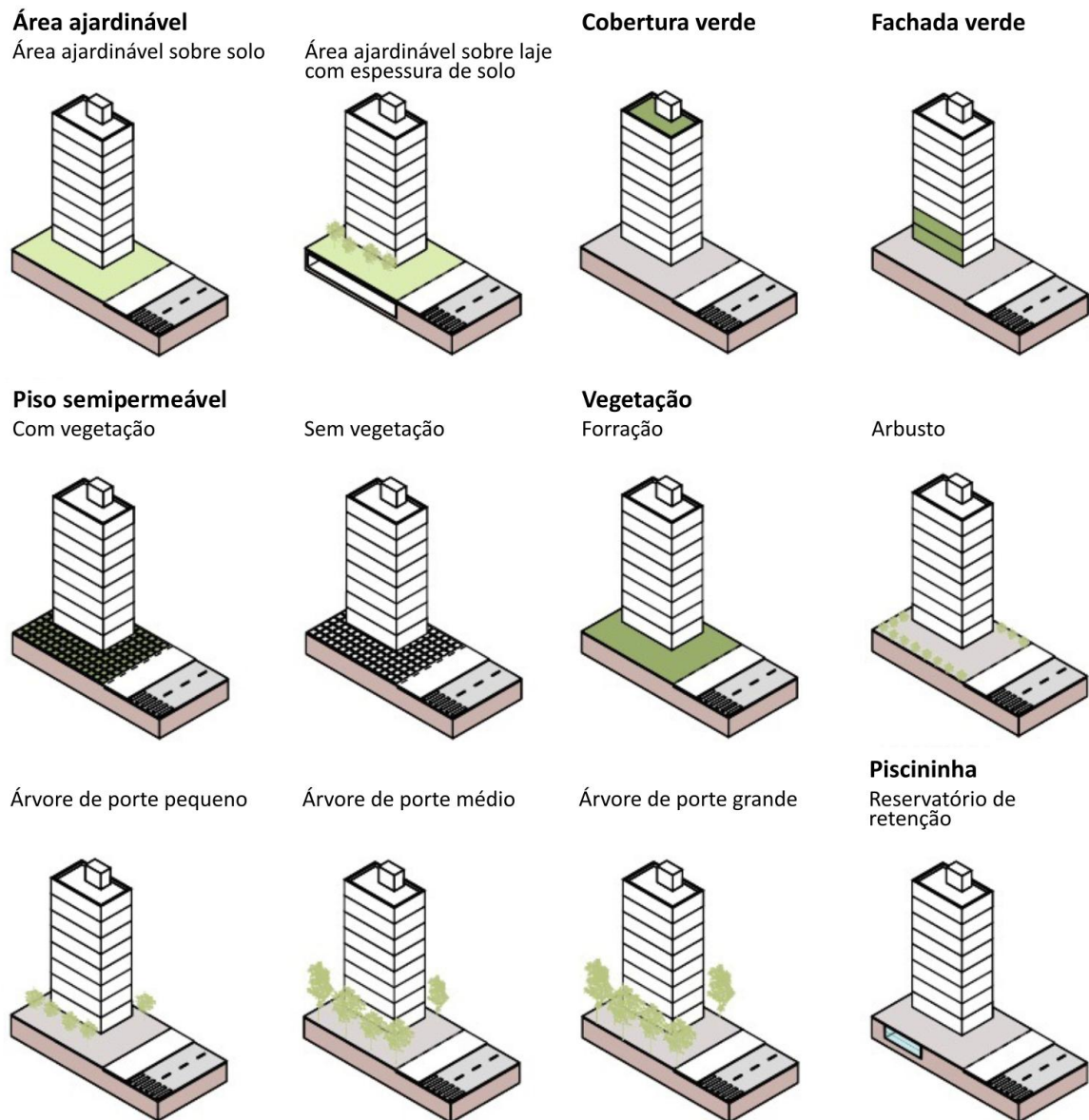
lote, maior a pontuação). A pontuação mínima tem como objetivo exigir uma maior qualificação ambiental nas áreas mais críticas, bem como manter a qualificação de áreas que apresentem uma boa qualidade ambiental (SÃO PAULO, 2016b).

Identificada a pontuação mínima a ser atingida, as soluções construtivas e paisagísticas a serem aplicadas para obtenção de pontos podem ser combinadas de forma cumulativa (várias no mesmo lote) ou alternativa (escolha de uma ou outra solução), a partir de um cardápio de opções pré-estabelecido, que podem ir desde a criação de telhado e parede verde até a manutenção de vegetação arbórea preexistente no lote (Figura 3).

Cada uma das soluções construtivas e paisagísticas possui um valor diferente, baseado na sua capacidade de contribuir para a atenuação das alterações microclimáticas, para a melhoria da drenagem urbana e para a proteção da biodiversidade. Por exemplo: uma espécie arbórea de pequeno porte a ser plantada pontua mais do que 1 m² de telhado verde intensivo; 1 m² de área ajardinada sobre solo natural pontua mais do que 1 m² de parede verde; e assim por diante. Quando a pontuação atingida para a quota é superior ao mínimo exigido, são concedidos benefícios econômicos, como o desconto na outorga onerosa³⁰ (SÃO PAULO, 2016b).

³⁰ Taxa para edificar acima do potencial construtivo.

Figura 3: Parâmetros que podem ser utilizados para obter pontuação.



Fonte: Editado de São Paulo (2016b).

Apesar dos avanços trazidos pela quota ambiental, ela tem sido alvo de críticas por alguns especialistas, que apontam para a: a) falta de clareza dos seus critérios e bases científicas; b) falta de acesso a informações, o que impossibilita a comunidade científica de realizar a validação do instrumento e propor melhorias; e c) isenção de lotes com área inferior a 500m², que correspondem à maioria dos lotes urbanizados do município – comumente localizados em áreas de menor poder socioeconômico, onde se concentram grande parte dos problemas que a quota ambiental objetiva enfrentar, como alagamentos, ilhas de calor e ausência de vegetação (SILVA *et al.*, 2018).

Instrumentos urbanísticos semelhantes à quota ambiental, que objetivam incentivar ou exigir uma melhor qualificação ambiental dos lotes, têm sido usados com sucesso em outras cidades do mundo, como exemplo o *Biotope Area Factor – BAF*, adotado desde 1994 na cidade-estado de Berlim, na Alemanha; o *Green Space Factor – GSF*, introduzido em 2001 na cidade de Malmö, na Suécia; o *Green Plot Ratio – GnPR*, implementado na cidade-estado de Cingapura, em 2002; o *Seattle Green Factor – SGF*, implementado em 2007 na cidade de Seattle, nos Estados Unidos; entre outros. Uma revisão crítica sobre alguns desses instrumentos é encontrada em Silva *et al.* (2018).

2.3.2 Instrumentos econômicos

a) Pagamento por Serviços Ambientais (PSA)

O PSA é comumente definido como uma transação voluntária em que os serviços ambientais ou os usos do solo são comprados e vendidos entre compradores e provedores desses serviços³¹ (WUNDER, 2005). O objetivo do instrumento é recompensar quem, direta ou indiretamente, produz ou mantém serviços ambientais, ou incentivar aqueles que não promoveriam esses serviços sem o incentivo financeiro (SEEHUSEN; PREM, 2011).

Os serviços ambientais ou ecossistêmicos consistem nos benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas. Estes incluem: a) serviços de provisão, tais como a produção de água, alimentos e matéria-prima; b) serviços de regulação, como a purificação do ar, regulação do clima, controle de pragas e doenças; c) serviços de suporte, como a formação de solo, ciclagem de nutrientes, polinização e dispersão de sementes; e d) serviços culturais, como os de natureza recreacional, educacional, estética e espiritual (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

Segundo Tejeiro e Stanton (2014), o PSA vem se tornando um instrumento efetivo para apoiar a conservação da biodiversidade, dando suporte a outros instrumentos da política ambiental, como os normativos ou de comando e controle que, muitas vezes, não

³¹ Os compradores podem ser pessoas físicas ou jurídicas, públicas ou privadas, ou grupo social, dispostos a pagarem pelos serviços ambientais. Assim como os compradores, os provedores de serviços ambientais podem ser pessoas físicas ou jurídicas, públicas ou privadas que, em troca de incentivos financeiros, comprometem-se a desempenhar atividades que visam à conservação, proteção ou recuperação do meio ambiente.

alcançam a eficácia desejada por demandarem um forte aparato de fiscalização e operacionalização.

Além de apoiar a conservação ambiental, políticas de PSA podem contribuir para a resolução de problemas socioeconômicos, como a redução da pobreza (BULTE *et al.*, 2008) – especialmente em países como o Brasil, onde há altos índices de desigualdade social (CEPAL, 2018).

De acordo com a Avaliação Ecosistêmica do Milênio, a maior avaliação já realizada no mundo sobre a saúde dos ecossistemas, os processos de degradação dos ecossistemas têm implicações significativas para os grupos economicamente mais pobres, cujo bem-estar e segurança estão intimamente ligados à integridade dos ecossistemas locais (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). A pobreza também é identificada como um importante motor subjacente de problemas como desmatamento, degradação do solo e caça ilegal (BULTE *et al.*, 2008). Dessa forma, pagar as pessoas mais pobres para se engajarem em práticas ambientalmente amigáveis pode melhorar simultaneamente os objetivos ecológicos e socioeconômicos (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008).

Desde o início da década de 1990, centenas de políticas públicas de PSA foram implantados em todo o mundo (GRIMA *et al.*, 2016), com destaque para os países da Costa Rica e Estados Unidos, onde há um arcabouço legal e institucional bastante consolidado (SEPE; PEREIRA, 2015).

A maior parte dessas políticas tem sido implementadas em áreas rurais, a fim de encorajar os proprietários a adotarem novas práticas de manejo para proteger, criar e melhorar a prestação de serviços ambientais, sendo ainda muito pouco utilizada para apoiar a conservação e o manejo de ecossistemas urbanos (RICHARDS; THOMPSON, 2019). Segundo Sepe e Pereira (2015, p. 8), "esta realidade pode ser justificada pela falta de compreensão da extensão dos impactos de uma cidade sobre os serviços prestados pela natureza, bem como pelo desconhecimento da abordagem ecosistêmica na gestão urbana".

No Brasil, apesar da Política Nacional de PSA ainda não ter sido promulgada³², alguns estados e municípios já implementaram esquemas de PSA nas suas estratégias de gestão ambiental, focadas principalmente na conservação dos recursos hídricos e, em menor

³² A título de conhecimento, até o momento da elaboração desta tese, tramitam no Congresso Nacional pelo menos três projetos de Lei que visam à criação de uma Política Nacional de PSA. São eles: PL nº 792/2007, PL nº 276/2013 e PL nº 312/2015.

medida, no sequestro de carbono e conservação da biodiversidade³³ (GUEDES; SEEHUSEN, 2011).

Entre os casos brasileiros, destaca-se o Programa Conservador de Águas, no Município de Extrema, Minas Gerais, que se tornou a primeira Lei Municipal no Brasil a regulamentar o PSA relacionado com a água. Desde a sua criação, em 2005, o programa já contribuiu para a restauração ecológica de mais de 3 mil hectares de Mata Atlântica³⁴ (RICHARDS *et al.*, 2015), e, em 2012, foi reconhecido pela iniciativa *UN-Habitat* como uma das 10 melhores práticas globais de conservação (TAFFARELLO *et al.*, 2017).

Outros instrumentos econômicos que merecem destaque por estimular práticas que visam à conservação da biodiversidade são o ICMS Ecológico, o IPTU verde e mecanismos previstos pelo Estatuto da Cidade (como direito de preempção, outorga onerosa, e transferência do direito de construir), descritos nas seções a seguir.

b) ICMS Ecológico

O ICMS Ecológico é um tipo de PSA que corresponde ao repasse de parte dos recursos financeiros do Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS), arrecadados pelos estados, aos seus municípios, conforme critérios ambientais estabelecidos em lei³⁵.

Criado no estado do Paraná, em 1991, com o objetivo de compensar os municípios pela restrição de uso de áreas protegidas (e.g. UCs e outras áreas de preservação específicas), o ICMS Ecológico evoluiu, transformando-se em um instrumento de incentivo à criação e à melhoria da qualidade de áreas protegidas e como fonte de renda para a conservação ambiental nos municípios (LOUREIRO, 2002).

Segundo Medeiros *et al.* (2011), o ICMS Ecológico tem garantido a transferência anual de mais de R\$ 400 milhões para as administrações municipais, a título de compensação pela presença de UCs em seus territórios.

³³ No Bioma Mata Atlântica, Guedes e Seehusen (2011) identificaram 79 projetos de PSA. Destes, 41 focavam na produção de água, 33 no sequestro de carbono, e apenas 5 na conservação da biodiversidade.

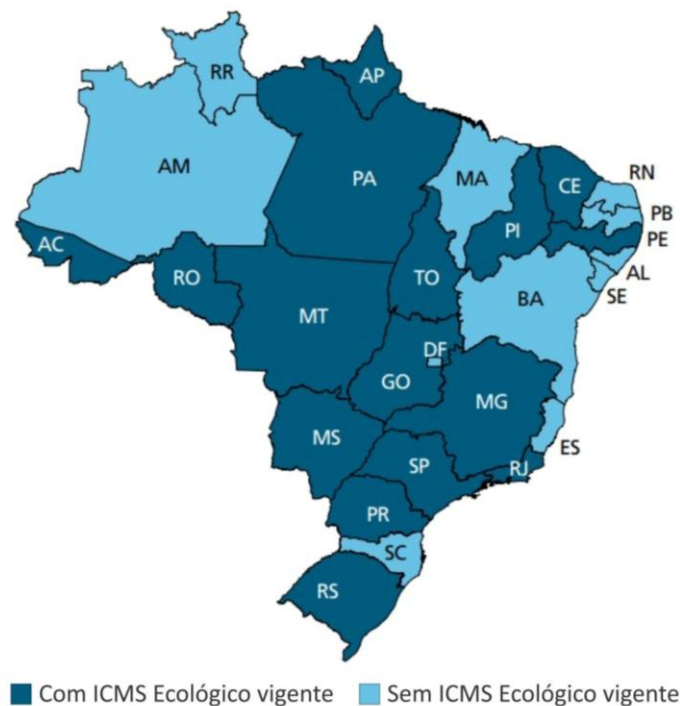
³⁴ Entre 2007 e 2016, um total de 210 contratos de PSA foram assinados e cerca de 930.000 dólares foram investidos em PSA para proprietários rurais (TAFFARELLO *et al.*, 2017).

³⁵ Os critérios ambientais para o repasse dos recursos financeiros aos municípios variam entre os estados, podendo ser quantitativos e/ou qualitativos. Critérios quantitativos incluem, por exemplo, a proporção de área protegida em relação ao território do município; já os critérios qualitativos consideram o nível ou grau de preservação da área protegida (BRITO; MARQUES, 2017).

Um estudo desenvolvido por Ferreira *et al.* (2015) mostrou que a implantação do instrumento no estado do Rio de Janeiro, em 2009, impactou positivamente os investimentos dos municípios na área ambiental³⁶. Ao compararem os quatro anos anteriores e posteriores à vigência do ICMS Ecológico, os autores encontraram um aumento médio de 603,07% dos recursos aplicados em saneamento e gestão ambiental.

Atualmente, 16 estados brasileiros (aproximadamente 59%) possuem legislações específicas com critérios para a distribuição do ICMS Ecológico entre os municípios (Figura 4). O Distrito Federal e os estados de Amazonas, Alagoas, Bahia, Espírito Santo, Maranhão, Paraíba, Rio Grande do Norte, Roraima, Santa Catarina e Sergipe, ainda não fazem uso desse instrumento (BRITO; MARQUES, 2017).

Figura 4: Estados com ICMS ecológico vigente em 30/08/2019.



Fonte: Adaptado de Brito e Marques (2017).

Para Loureiro (2002), o ICMS Ecológico representa um avanço na busca de um modelo de gestão ambiental compartilhada entre os estados e municípios brasileiros, com impactos positivos em vários temas, em especial, na conservação da biodiversidade. De

³⁶ Em 2009, o valor do repasse do imposto aos municípios cariocas, a título de compensação pela presença de UCs em seus territórios, alcançou R\$ 17 milhões, montante repartido entre 63 dos seus 92 municípios. Em oito dos 63 municípios beneficiados pelo ICMS Ecológico, os valores repassados em 2009 foram maiores que as despesas com meio ambiente no ano de referência (MEDEIROS *et al.*, 2011).

acordo com o mesmo autor, após a implementação da Lei do ICMS Ecológico no estado do Paraná, houve um aumento significativo na superfície das áreas protegidas; melhoria na qualidade da gestão das UCs; melhora no aporte institucional do Instituto ambiental do estado, com avanços no processo de capacitação dos profissionais do Instituto no que se refere a temas ligados à conservação da biodiversidade; entre outros.

Segundo o portal eletrônico "ICMS Ecológico"³⁷ – uma iniciativa da *The Nature Conservancy*, criada com o objetivo de divulgar informações sobre o imposto no Brasil – o ICMS Ecológico foi reconhecido por diversas entidades e organizações como um instrumento de incentivo à conservação, chegando a receber premiação internacional.

Em 1995, foi considerado pela *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) como uma das sete experiências mais bem-sucedidas para a conservação da biodiversidade na América Latina e no Caribe, após a Conferência Rio-92; em 1996, foi apontado pela Fundação Getúlio Vargas como uma das cem iniciativas mais importantes em administração pública no Brasil; e em 1997, ganhou o prêmio Henry Ford de Conservação Ambiental, na categoria "Negócios em Conservação", como iniciativa de destaque pela conservação ambiental.

c) IPTU verde

O IPTU verde, ou IPTU ecológico, refere-se aos descontos sobre o Imposto Predial e Territorial Urbano (IPTU) concedidos pelos municípios, com o objetivo de incentivar ocupações do solo ambientalmente mais desejáveis.

Os descontos e as práticas incentivadas variam entre os municípios: em Curitiba/PR, por exemplo, terrenos com vegetação arbórea nativa, araucárias, árvores imunes ao corte e com grande volume de copada podem ter entre 10% e 100% de desconto/isenção no valor do IPTU³⁸ (CURITIBA, 2000). Já em São Carlos/SP, imóveis com edificações horizontais que

³⁷ Disponível em: <http://www.icmsecologico.org.br>

³⁸ A depender do tamanho e tipo de área verde, dividida em bosque nativo relevante e bosque nativo. Considera-se bosque nativo relevante aquele que possui características dos bosques nativos e que pela sua tipologia florestal, localização e porte sejam inscritos no cadastro do Setor Especial de Áreas Verdes, na Secretaria Municipal do Meio Ambiente (SMMA). O desconto para imóveis com bosque nativo varia entre 20% e 60%, e, para os imóveis com bosque nativo relevante, entre 30% e 100%. Propriedades com mais de 70% da área total coberta por bosque nativo relevante podem ter isenção total do IPTU. Também é possível obter desconto nos seguintes casos: 50% de redução do imposto quando o imóvel possuir uma árvore isolada cuja projeção da copada perfaça uma área mínima de 40% da área total do imóvel; quando o imóvel possuir árvores

possuem uma ou mais árvores em suas calçadas ou que detêm em seu perímetro áreas permeáveis com cobertura vegetal podem ter um desconto de até 2% no valor do IPTU³⁹ (SÃO CARLOS, 2005). Em São Paulo/SP, concede-se um desconto de até 50% para os imóveis revestidos de vegetação arbórea declarada de preservação permanente ou perpetuada nos termos do Código Florestal (SÃO PAULO, 1987). Já em São Bernardo do Campo/SP, os descontos fiscais concedidos aos proprietários podem chegar a 80%⁴⁰, dependendo da área com cobertura vegetal e da área total do imóvel (SÃO BERNARDO DO CAMPO, 2017).

d) Instrumentos do Estatuto da cidade

O Estatuto da Cidade, instituído pela Lei Federal nº 10.527, de 10 julho de 2001 (BRASIL, 2001) regulamentou a política urbana nacional (artigos 182 e 183 da Constituição da República Federativa do Brasil de 1988) e definiu, em sua redação, diversas possibilidades e instrumentos com aplicabilidade na criação e proteção de áreas verdes urbanas.

Entre os instrumentos que poderiam ser utilizados para auxiliar a promover e restaurar a conectividade funcional da paisagem e a conservar a biodiversidade destacam-se o direito de preempção, a outorga onerosa e a transferência do direito de construir.

d.1) Direito de preempção

De acordo com o Estatuto, o direito de preempção é um instrumento que confere ao Poder Público Municipal a preferência para compra de imóveis urbanos de seu interesse, objeto de alienação onerosa entre particulares (BRASIL, 2001).

O direito pode ser exercido pelo Poder Público quando este necessitar de áreas para atender as funções sociais da cidade, como a de criação de espaços públicos de lazer,

imunes ao corte, redução de 10% por árvore até o limite máximo de 50%, mesmo que haja um número superior a cinco árvores; e quando o imóvel preservar uma ou mais araucárias isoladas, desde que as árvores tenham diâmetro superior a 0,50m, à altura do peito. Nesse caso, a redução é de 10% por árvore, até um máximo de 50%, mesmo que existam mais de cinco araucárias no terreno (CURITIBA, 2000).

³⁹ Para a fixação do valor do desconto, são considerados o tamanho da área permeável em relação ao tamanho do lote e a localização do imóvel dentro do perímetro urbano. Nas microbacias classificadas como mais vulneráveis a enchentes, os incentivos são maiores (SÃO CARLOS, 2005).

⁴⁰ Não se aplica o benefício a imóvel edificado cuja área total do terreno for de até 500m² (qualquer que seja o tamanho da edificação) e a imóvel cuja área total edificada ultrapasse a 1/5 da área total do terreno (SÃO BERNARDO DO CAMPO, 2017).

áreas verdes, UCs ou a proteção de outras áreas de interesse ambiental e paisagístico (ROLNICK; SAULE JÚNIOR, 2002). Para usufruir deste direito, o município deve possuir lei municipal, baseada no Plano Diretor, que delimite as áreas onde incidirá a preempção (BRASIL, 2001).

De acordo com Oliveira e Biasotto (2011), apesar do direito de preempção ser um dos instrumentos mais frequentes nos planos diretores brasileiros, ele ainda é pouco aplicado.

d.2) Outorga onerosa do direito de construir

A outorga onerosa do direito de construir, também conhecida como solo criado, consiste na concessão emitida pelo Poder Público Municipal para que o proprietário de um imóvel possa edificar acima do índice construtivo estabelecido pelo coeficiente de aproveitamento básico⁴¹, mediante contrapartida financeira a ser prestada pelo beneficiário (SABOYA, 2008).

Segundo o art. 31 do Estatuto da Cidade, os recursos recebidos com a adoção da outorga onerosa do direito de construir devem ser aplicados para atender diversas finalidades, as mesmas que sustentam a instituição do direito de preempção. Conforme já mencionado, entre elas está, por exemplo, a criação de UCs ou a proteção de outras áreas de interesse ambiental e paisagístico (BRASIL, 2001).

Embora o instrumento esteja presente em muitos planos diretores brasileiros, poucos municípios regulamentaram a outorga onerosa do direito de construir de maneira a garantir a sua aplicação (OLIVEIRA; BIASOTTO, 2011).

Alguns municípios brasileiros, entretanto, já faziam uso do instrumento antes mesmo da sua regulamentação no Estatuto da Cidade, em 2001.

Em Curitiba/PR, por exemplo, o instrumento é aplicado desde 1990, com o objetivo de gerar recursos para financiar a habitação de interesse social (POLUCHA, 2017). Segundo

⁴¹ "O Coeficiente de Aproveitamento Básico é um índice que indica o quanto pode ser construído no lote sem que a edificação implique numa sobrecarga de infraestrutura para o Poder Público. Tipicamente, esse coeficiente é igual a 1, o que significa que o proprietário pode edificar uma área igual à área do lote que possui. Caso o proprietário deseje edificar uma área maior que a estabelecida pelo coeficiente básico, ele deve dar ao Poder Público uma contrapartida financeira, ou seja, ele deve "comprar" do município o direito de construir uma área maior" (SABOYA, 2008).

dados da Prefeitura, entre 1991 e 2002 o município arrecadou, via outorga onerosa, R\$ 21.320.709,22.

Já em Blumenau/SC, a outorga onerosa do direito de construir foi utilizada, pela primeira vez, em 1999. Segundo informações da prefeitura, os recursos são empregados em infraestrutura urbana e em programas, projetos e ações relacionadas a área de planejamento urbano. No período de 2010 a 2015 o município arrecadou, via outorga onerosa, aproximadamente R\$ 1.851.000,00, que foram investidos em projetos e execução de praças, parques, área de lazer e aquisição de mobiliário urbano.

d.3) Transferência do direito de construir

A transferência do direito de construir corresponde à autorização dada pelo Poder Público Municipal ao proprietário de imóvel urbano, público ou privado, para que possa construir em outro local ou alienar o direito de construir, quando, entre outras destinações, o imóvel for considerado de interesse para a proteção da paisagem e do meio ambiente (BRASIL, 2001). Vários municípios brasileiros, como Curitiba/PR, Blumenau/SC, Porto Alegre/RS, São Paulo/SP, Belo Horizonte/MG, Salvador/BA e Natal/RN, fazem uso desse instrumento (FURTADO; BACELLAR, 2018)⁴².

Em Curitiba/PR, por exemplo, a transferência do potencial construtivo é utilizada desde 1982 para preservação do patrimônio histórico. Em 2000, o seu uso foi ampliado, inserindo-se na lei objetivos de preservação de áreas verdes e fundos de vale (ROLNICK; SAULE JÚNIOR, 2002).

De acordo com Rolnick e Saule Júnior (2002), o instrumento já foi bastante utilizado em Curitiba/PR, gerando muitos recursos para o município.

Oito áreas verdes foram transformadas em parques com recursos provenientes de transferências de potencial construtivo [...] e cerca de 31 imóveis foram restaurados desde 1982, totalizando 370.104,49 m² de potencial construtivo concedido e 109.181,79 m² de potencial construtivo transferido, em uma arrecadação que soma R\$ 7.124.000,00 (ROLNICK; SAULE JÚNIOR, 2002, p. 76).

⁴² Uma revisão crítica acerca da implementação do instrumento em alguns desses municípios brasileiros pode ser obtida em Furtado e Bacellar (2018).

Os exemplos exitosos de Curitiba/PR estabelecem marcos referenciais e indicam o seu potencial de uso em outras áreas urbanizadas brasileiras, como incentivo aos proprietários pela manutenção e conservação ambiental.

Outros mecanismos que poderiam contribuir para promover a conectividade da paisagem e a conservação da biodiversidade são os instrumentos voluntários, ou seja, aqueles que dependem da adesão voluntária dos agentes públicos, econômicos e sociais para a sua implementação. Como exemplos dessa categoria de instrumento, serão abordadas, nas seções a seguir, algumas tipologias multifuncionais de infraestrutura verde e algumas medidas para mitigar os impactos negativos dos corredores viários sobre a fauna.

2.3.3 Instrumentos voluntários

a) Tipologias multifuncionais de infraestrutura verde

A infraestrutura verde consiste em uma rede interconectada de áreas naturais, e outros espaços abertos tratados paisagisticamente, que pretendem mimetizar os processos e ciclos naturais, desempenhando funções infraestruturais relacionados à drenagem urbana, ao conforto ambiental, à purificação da água e do ar, à conservação da biodiversidade, à mobilidade, ao lazer, à imagem local, entre outros⁴³ (CORMIER; PELLEGRINO, 2008).

Possui como um dos seus objetivos cruciais, "[...] a proteção, melhoria e conexão de fragmentos florestados e vegetados, de modo a que haja troca gênica entre as espécies dos diversos fragmentos florestais [...]. Visa também reconectar as pessoas com outros seres vivos que fazem parte do ecossistema que sustenta a vida de todos" (HERZOG, 2013, p. 155).

Em contraste com a infraestrutura cinza monofuncional, "onde cada rede ou sistema é projetado, na maioria das vezes, para resolver um único e determinado problema, seja o da drenagem urbana, do abastecimento de água, da distribuição de energia, da circulação motorizada pública ou particular, ou a dos pedestres" (AHERN; PELLEGRINO; BECKER, 2012, p. 35), a infraestrutura verde promove a multifuncionalidade, ou seja,

⁴³ Contudo, é importante destacar que não existe um conceito único e universalmente aceito de infraestrutura verde. Trata-se de um termo relativamente recente e cada vez mais utilizado, cujo significado e definição pode variar de acordo com o contexto disciplinar e geográfico em que é utilizado (NAUMANN *et al.*, 2011).

executa várias funções e oferece múltiplos benefícios ambientais, sociais e econômicos na mesma área.

Soluções multifuncionais de infraestrutura verde podem ser implementadas em diferentes escalas, desde o nível local até o nível regional e nacional. Na escala local, existem diversas tipologias que podem ser incorporadas tanto em áreas já urbanizadas — através de reformas, renovações e adaptações de edificações e espaços impermeabilizados existentes — como implantadas em áreas a serem urbanizadas, sejam elas públicas ou privadas (HERZOG, 2013).

Apresentam-se, a seguir, algumas tipologias multifuncionais de infraestrutura verde que podem ser aplicadas localmente, a fim de manter ou restaurar, mesmo que parcialmente, a conectividade da paisagem e a conservação da biodiversidade.

a.1) Telhados verdes

Também chamado de cobertura verde ou teto verde, o telhado verde é um sistema construtivo caracterizado pelo plantio de vegetação sobre a cobertura de edifícios. É classificado como extensivo, quando apresenta seção estreita de substrato e plantas de pequeno porte (Figura 5), e intensivo quando possui maior profundidade de substrato e plantas de maior porte (Figura 6) (CORMIER; PELLEGRINO, 2008; MAYRAND; CLERGEAU, 2018).

Figura 5: Telhado verde extensivo em um hotel na cidade estadunidense de Chapel Hill.

Figura 6: Telhado verde intensivo em uma agência bancária na cidade de São Paulo/SP.



Fonte: Editado de Living Roofs Inc. (2019) e Cardim Paisagismo (2019).

Quando comparado ao telhado tradicional, o telhado verde pode oferecer inúmeros benefícios ecológicos, ambientais e visuais, tanto na escala da cidade quanto na escala do edifício (OBERNDORFER *et al.*, 2007). Eles podem contribuir para aumentar e mitigar a perda de espaços verdes urbanos; fornecer habitat para diversas espécies de vegetais⁴⁴ e animais⁴⁵ (MADRE *et al.*, 2014; WANG *et al.*, 2017; PARKINS; CLARK, 2015; COFFMAN; WAITE, 2011); atuar como trampolins ecológicos, facilitando o movimento de organismos entre manchas de habitat⁴⁶ (BRAAKER *et al.*, 2014); melhorar o gerenciamento de águas pluviais, reduzindo o escoamento superficial e a carga de poluentes (GREGOIRE; CLAUSEN, 2011; MENTENS; RAES; HERMY, 2006); reduzir a poluição do ar (SPEAK *et al.*, 2012); diminuir os efeitos das ilhas de calor urbana (SANTAMOURIS, 2014; GAGLIANO *et al.*, 2015); proporcionar um ambiente esteticamente mais agradável (WHITE; GATERSLEBEN, 2011) e saudável para se trabalhar e viver; criar oportunidades para conectar os moradores urbanos com a natureza e aumentar sua apreciação por ecossistemas mais naturais (DEARBORN; KARK, 2010); atenuar o ruído urbano dentro das edificações (GALBRUN; SCERRI, 2017); diminuir a temperatura interna dos edifícios (HIEN; YOK; YU, 2007); reduzir os gastos de energia com climatização interna (CHAN; CHOW, 2013); aumentar a durabilidade das coberturas, tornando-as mais econômicas a longo prazo (PORSCHE; KÖHLER, 2003); entre outros.

Em âmbito internacional, diversos municípios, estados e países têm implementado legislações e concedido incentivos fiscais para fomentar o uso de telhados verdes nos edifícios, fazendo deles um instrumento normativo e econômico. Por exemplo, em Toronto, no Canadá, a lei de telhados verdes exige que todas as edificações acima de 200 m² tenham cobertura verde; e em Vancouver, a legislação obriga os edifícios residenciais e comerciais com mais de 5.000 m² a terem telhados verdes e isenta as taxas de licença de projetos que possuem esse tipo de cobertura. Em Chicago, Estados Unidos, o Programa Alvará Verde acelera o processo das licenças para projetos que incorporam técnicas de construção verde.

⁴⁴ Um estudo desenvolvido por Madre *et al.* (2014) identificou a presença de 176 espécies de plantas em 115 telhados verdes no norte da França. Entre as espécies registradas, 85,8% eram nativas.

⁴⁵ Wang *et al.* (2017) registraram a presença de mais de 23.000 indivíduos de aves e borboletas em 30 telhados verdes urbanos na cidade-estado de Cingapura, compreendendo 53 espécies de aves e 57 de borboletas, o que representa 13% da avifauna e 18% da fauna de borboletas de Cingapura. Entre as espécies identificadas pelos pesquisadores, 24 foram consideradas incomuns ou raras.

⁴⁶ Uma pesquisa, realizada por Braaker *et al.* (2014) com grupos de artrópodes com diferentes tipos de mobilidade (e.g. aranhas, besouros e abelhas) em 40 telhados verdes e 40 áreas verdes adjacentes no solo amplamente manejado da cidade de Zurique, Suíça, identificou o movimento frequente de indivíduos com alta mobilidade (voadores) entre os telhados verdes e as áreas verdes adjacentes da cidade, mostrando que os telhados verdes podem contribuir para facilitar o movimento de organismos através da paisagem.

Em Nashville, Estados Unidos, uma medida prevê a redução de US\$ 10 das taxas de esgoto para cada metro quadrado de telhado verde, e, em Nova Iorque, também nos Estados Unidos, o governo concede crédito fiscal de um ano, de até US\$ 100.000, para quem tem telhado verde que ocupe pelo menos 50% da cobertura (RANGEL; ARANHA; SILVA, 2015).

Alguns municípios, inclusive, possuem políticas de telhados verdes diretamente voltadas à conservação da biodiversidade, como é o caso de Basel⁴⁷, na Suíça, que exige telhado verde em todas as edificações com coberturas planas; orienta a criação de habitat para diferentes tipos de plantas e animais nos telhados verdes; e define critérios de projeto para a criação desses habitats, os quais incluem variação na espessura do substrato, uso de solos naturais locais e diversidade de espécies de plantas nativas (BRENNEISEN, 2006; KAZMIERCZAK; CARTER, 2010).

Já em âmbito nacional, a implementação de políticas públicas voltadas a fomentar o uso de telhados verdes é incipiente e o seu uso ainda é pouco frequente e estudado no Brasil⁴⁸. Entre os poucos exemplos disponíveis no país, destaca-se a legislação de Recife, Pernambuco, que obriga todas as novas edificações habitacionais multifamiliares, com mais de quatro pavimentos, e não habitacionais, com mais de 400 m² de área coberta, a implantarem coberturas verdes (RECIFE, 2015).

Estimular a implantação de telhados verdes, especialmente os intensivos com substrato mais profundo, maior diversidade de vegetação e plantio de espécies nativas nas estratégias de planejamento territorial e paisagístico, poderia, entre os inúmeros benefícios, propiciar uma maior conectividade entre as manchas de habitat e trazer melhorias significativas para a biodiversidade urbana (BRAAKER *et al.*, 2014; PARTRIDGE; CLARK, 2018).

Contudo, cabe destacar que, apesar das oportunidades que os telhados verdes oferecem para apoiar a conservação da biodiversidade urbana, eles não devem ser considerados equivalentes aos ecossistemas terrestres. A instalação desse sistema construtivo nunca deve justificar a remoção de ambientes naturais (PECK; KUHN, 2003). O isolamento vertical dos telhados verdes pode limitar o seu valor para espécies que habitam

⁴⁷ Segundo Kazmierczak e Carter (2010), o município de Basel, na Suíça, possui a maior área de telhados verdes per capita do mundo. O uso de telhados verdes vem sendo estimulado através da combinação de incentivos financeiros e regulamentos de construção desde o ano de 2002.

⁴⁸ Um estudo bibliométrico, desenvolvido por Blank *et al.* (2013), revelou que de todos os trabalhos sobre telhados verdes publicados no mundo até 2012, menos de 2% eram brasileiros. A distribuição de publicações entre os países tem sido bastante desequilibrada, com os Estados Unidos e a Europa conduzindo a maior parte dos trabalhos.

o nível do solo ou próximo a ele, como é o caso da espécie *Crypturellus noctivagus*, estudada no presente trabalho.

As paredes verdes, descritas na seção a seguir, podem funcionar como corredores verticais, permitindo que espécies menos móveis se dispersem mais facilmente do solo para os telhados verdes (MAYRAND; CLERGEAU, 2018).

a.2) Paredes verdes

O termo parede verde refere-se, basicamente, a todos os sistemas que permitem o esverdeamento de uma superfície vertical com vegetação. Pode ser dividida em dois sistemas principais: fachada verde e parede viva (MANSO; CASTRO-GOMES, 2015).

A fachada verde é caracterizada pelo uso de plantas trepadeiras ou pendentes para cobrir uma determinada superfície vertical (Figura 7). As espécies são plantadas no solo ou em floreiras e crescem diretamente na parede ou auxiliadas por suportes, como grades e treliças. Já a parede viva é caracterizada pelo uso de materiais e tecnologias para suportar uma variedade maior de espécies (e.g. herbáceas e arbustos de pequeno porte), permitir um crescimento mais uniforme ao longo da superfície vertical e alcançar áreas mais altas (Figura 8). As espécies são plantadas em telas leves e permeáveis ou em módulos com dimensões específicas, fixados diretamente na parede ou em estruturas de suporte (MANSO; CASTRO-GOMES, 2015).

Figura 7: Fachada verde com trepadeiras em um hotel em Naman, Vietnã. **Figura 8:** Parede viva com diferentes espécies vegetais no Museu CaixaForum, em Madrid.



Fonte: Editado de Hiroyuki Oki (s.d.) e ENAR Envolvertes Arquitectónicas (s.d.).

Assim como os telhados verdes, as paredes verdes podem oferecer múltiplos benefícios ecológicos, ambientais e visuais, tanto na escala da cidade quanto na escala do edifício (PÉREZ-URRESTARAZU *et al.*, 2015). Elas podem contribuir para aumentar os espaços verdes urbanos, especialmente em áreas com alta densidade populacional, onde há falta de espaços livres para criar áreas verdes e há sobras de paredes nuas (VIRTUDES; MANSO, 2016); podem fornecer habitat adicional para diversas espécies de animais⁴⁹ (MADRE *et al.*, 2015; CHIQUET; DOVER; MITCHELL, 2013; CHIQUET, 2014); atuar como trampolins e como corredores ecológicos verticais, facilitando o deslocamento das espécies entre as manchas de habitat (MAYRAND; CLERGEAU, 2018); mitigar os efeitos das ilhas de calor urbano (TORRES; ORDÓÑEZ, 2013); reduzir a poluição do ar (OTTELÉ, 2011); melhorar o conforto térmico (MATHEUS *et al.*, 2016) e acústico (RENTERGHEM *et al.*, 2013) no interior das edificações; melhorar o aspecto estético dos edifícios e dos espaços urbanos (WHITE; GATERSLEBEN, 2011); entre outros.

Apesar dos múltiplos benefícios que podem oferecer para a cidade e para os edifícios, é importante destacar que os serviços ambientais prestados pelas paredes verdes são muito menores do que os serviços ambientais prestados pelas árvores nas cidades e, portanto, não devem ser utilizadas como forma de compensação ambiental⁵⁰.

Pelo fato do uso de paredes verdes ser ainda incipiente no Brasil e no exterior, há uma escassez de políticas públicas diretamente voltadas à sua utilização. Mas, considerando o seu potencial e as experiências recentes com os telhados verdes, acredita-se que seja

⁴⁹ Um estudo, desenvolvido por Chiquet, Dover e Mitchell (2013), investigou o valor das paredes verdes para promover a conservação de aves urbanas em 27 fachadas verdes e arredores imediatos e 27 paredes nuas (sem vegetação) com arredores similares, no norte de Staffordshire, Reino Unido. Os resultados mostraram que a maior parte das aves registradas (total de 83 aves, incluindo espécies em declínio, listadas como de alta preocupação para conservação no Reino Unido) exploraram as fachadas verdes (por vários motivos, como nidificação, alimentação e abrigo), enquanto nenhuma ave foi encontrada nas paredes nuas. Além disso, a abundância de aves foi muito maior no entorno das fachadas verdes do que nos arredores das paredes nuas.

⁵⁰ Segundo Coelho (2009, p. 145), "a compensação ambiental consiste em uma negociação com o poder público, que atribui um valor prévio de contrapartida aos danos ambientais a serem causados por um empreendimento, seja ele privado, seja público. O princípio norteador das compensações é estabelecer contrapartidas altas o suficiente para fazer o empreendedor repensar suas ações. No caso da retirada de árvores, a medida compensatória mais intuitiva seria a troca pela mesma moeda. Ou seja: o plantio de novas mudas em quantia superior à retirada. Existem, no entanto, diversas formas alternativas à compensação arbórea por plantio." No município de São Paulo/SP, por exemplo, um decreto aprovado em 2015 permite compensar o corte de árvores por paredes verdes. Essa permissividade tem sido alvo de críticas de ambientalistas e do Ministério Público do Estado de São Paulo, que ajuizou ação civil pública contra o município por entender que as paredes verdes não equivalem, em serviços e ganhos ambientais, às árvores adultas, já que realizam fotossíntese e evapotranspiração muito menores.

apenas uma questão de tempo para que medidas e programas de incentivo sejam criados (COSTA, 2011).

a.3) Jardins de chuva

Jardins de chuva são depressões topográficas criadas, especialmente, para receber as águas da chuva provenientes de telhados e outras áreas impermeabilizadas. Nesse tipo de infraestrutura, o solo geralmente é tratado com composto e insumos que aumentam a sua porosidade, sugando a água, "[...] enquanto microrganismos e bactérias no solo removem os poluentes difusos trazidos pelo escoamento superficial. Adicionando-se plantas, aumenta-se a evapotranspiração e a remoção dos poluentes" (CORMIER; PELLEGRINO, 2008, p. 129).

Segundo Hartman e Robison (2017), os benefícios ecológicos dos jardins de chuva, quando bem projetados, vão muito além do gerenciamento de águas pluviais. De acordo com os autores, o projeto de plantio pode reintroduzir a biodiversidade nativa e fornecer habitat e fonte de alimento para um grande número de espécies de animais selvagens, incluindo insetos, aves e pequenos mamíferos.

Eles podem ser implantados em diversos espaços abertos (e.g. praças, rótulas e estacionamentos) e assumir tamanhos variados, conforme o espaço disponível. Quando associados ao sistema viário, podem constituir estruturas de *traffic calming*, proporcionando sinuosidade ao leito carroçável, forçando os veículos a diminuírem a velocidade.

A cidade de Portland, nos Estados Unidos, vem implantado diversos jardins de chuva em sua malha urbana, mostrando que é possível implementar essa tipologia de infraestrutura verde mesmo em áreas urbanas já consolidadas. Na rua Siskiyou (Figuras 9 e 10), jardins de chuva foram construídos em áreas tomadas por estacionamentos, em ambos os lados da rua (junto ao meio-fio existente), para receber o escoamento superficial do leito carroçável que carrega os poluentes. A água da chuva flui para a área ajardinada, desacelera e encharca o solo, enquanto as plantas filtram os poluentes. Ao ser estreitado, o leito carroçável diminui a velocidade dos veículos, criando um espaço mais seguro e atraente para os pedestres. Os jardins são identificados por meio de placas interpretativas e são mantidos pelos moradores locais (CORMIER; PELLEGRINO, 2008).

Figuras 9 e 10: Jardins de chuva na rua Siskiyou, em Portland, Estados Unidos.



Fonte: Editado de Kevin Robert Perry (s.d.).

a.4) Canteiros pluviais

Canteiros pluviais (Figuras 11 e 12) são basicamente jardins de chuva de pequenas dimensões, projetados para receberem as águas do escoamento superficial de áreas impermeabilizadas (HERZOG, 2013). Podem compor com qualquer edificação ou área, até mesmo em um ambiente urbano densamente construído (CORMIER; PELLEGRINO, 2008).

Figuras 11 e 12: Canteiros pluviais ao lado da garagem do *Liberty Center* e junto do *New Seasons Market*, em Portland, Estados Unidos.



Fonte: Editado de Cormier e Pellegrino (2008).

a.5) Biovaletas

Semelhantes aos jardins de chuva, as biovaletas ou valetas de biorretenção vegetadas são:

[...] depressões lineares preenchidas com vegetação, solo e demais elementos filtrantes, que processam uma limpeza da água da chuva, ao mesmo tempo em que aumentam seu tempo de escoamento, dirigindo este para os jardins de chuva ou sistemas convencionais de retenção e detenção das águas (CORMIER; PELLEGRINO, 2008, p. 132).

No Parque *East Esplanade* (Figura 13) e no Museu de Ciência e Indústria de Oregon (Figura 14), localizados às margens do rio Willamette, em Oregon, Estados Unidos, biovaletas foram implantadas para desacelerar, captar e limpar os escoamentos de estacionamentos e áreas de circulação de veículos antes destes chegarem ao rio (CORMIER; PELLEGRINO, 2008).

Além de promoverem uma melhor infiltração e filtragem inicial das águas das chuvas, contaminadas por partículas de poluição e demais detritos, as biovaletas podem contribuir para aumentar a biodiversidade (HERZOG, 2013), abrigando e camuflando os movimentos de pequenas espécies de animais pela paisagem.

Figuras 13 e 14: Biovaletas no parque *East Esplanade* e no estacionamento do Museu de Ciência e Indústria de Oregon (OMSI), em Portland, Estados Unidos.



Fonte: Editado de Cormier e Pellegrino (2008) e City of Portland (2001).

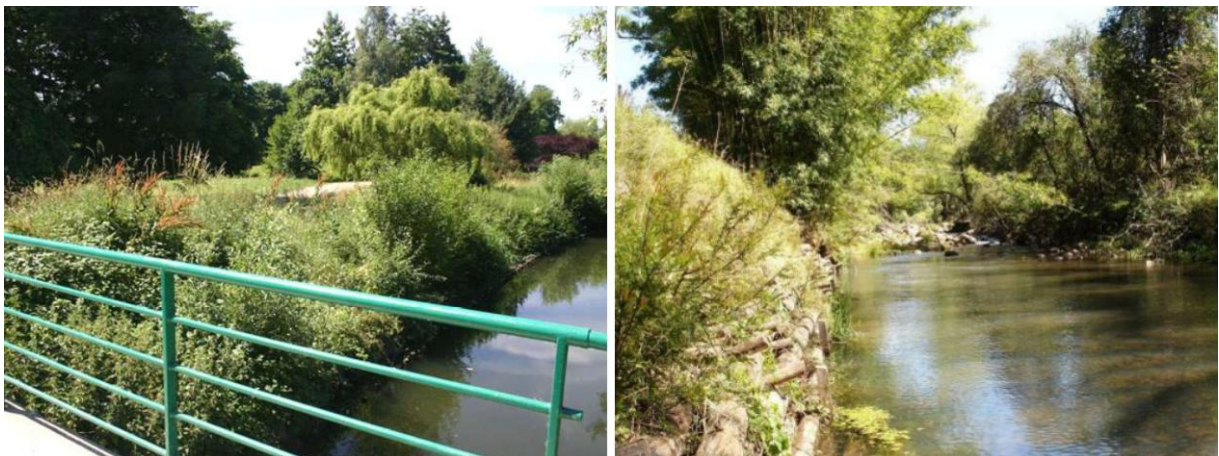
a.6) Bioengenharia

A bioengenharia, ou engenharia natural, compreende técnicas ecológicas na qual plantas, ou parte destas (e.g. estacas e galhos vivos), são utilizadas como material de construção. Sozinhas ou combinadas com materiais inertes (e.g. rochas e fibras naturais), as plantas contribuem para estabilizar encostas e margens de corpos de água (Figuras 15 e 16), reduzindo a erosão e melhorando o habitat local (SABBION, 2017).

Surgida inicialmente no âmbito fluvial, como medida complementar aos métodos tradicionais de controle de torrentes, a bioengenharia é amplamente difundida na Europa Central (especialmente na Alemanha, Suíça e Áustria) e na América do Norte (principalmente nos Estados Unidos), há décadas. No Brasil, ainda é pouco conhecida e utilizada (DURLO; SUTILI, 2014).

Segundo Herzog (2013), soluções de bioengenharia podem substituir, com vantagens, as técnicas monofuncionais de engenharia para a contenção de encostas e margens de corpos de água. Além de evitar deslizamentos e assoreamento dos corpos de água, podem oferecer vários benefícios ambientais e estéticos, como: propiciar maior infiltração das águas das chuvas e filtragem de sedimentos e poluentes carreados pelo escoamento superficial das águas; aumentar a biodiversidade e o conforto térmico; proporcionar uma estética mais naturalizada da paisagem; entre outros.

Figura 15: Trecho do Rio Orge, na França, três anos após a contenção das suas margens. **Figura 16:** Trecho do Arroio Guarda-mor, em Faxinal do Soturno/RS, dois anos e meio após a estabilização das suas margens com técnicas de bioengenharia.



Fonte: Editado de Mello (2008) e Fabrício Sutili (2005).

a.7) Corredores verdes

Os corredores verdes (Figuras 17 e 18), ou *greenways*, do inglês, são espaços livres lineares ao longo de corredores naturais, como rios, vales de cursos de água, linhas de cumeada, ou ao longo de margens de estradas cênicas ou outras vias que ligam, entre si, locais de interesse, parques, reservas naturais, patrimônio cultural e áreas habitacionais (LITTLE, 1990). São planejados, projetados e manejados para propósitos ecológicos,

recreativos, culturais, estéticos ou outros compatíveis com o conceito de uso sustentável do solo (AHERN, 2007).

Entre as funções básicas dos corredores verdes estão a manutenção da biodiversidade, de modo a permitir a movimentação e a disseminação das espécies (FRISCHERNBRUDER; PELLEGRINO, 2006).

Quando localizados em áreas urbanas podem, além de contribuir com a conectividade da paisagem e conservação da biodiversidade,

[...] proporcionar redes de mobilidade mais prazerosas e seguras para os pedestres e ciclistas das cidades, podendo se tornar um forte elemento de estímulo à mudança de atitude da população em relação ao uso do automóvel particular (RUDOLPHO; DEBATIN; SANTIAGO, 2018, p. 772).

Figura 17: Corredor verde em Freiburg, Alemanha. **Figura 18:** Corredor verde em Seul, Coreia do Sul.



Fonte: Editado de Herzog (2013) e David Maddox (s.d.).

a.8) Ruas verdes

Ruas verdes são ruas arborizadas que priorizam a circulação de pedestres e ciclistas. Nelas, o limite de velocidade é reduzido e não é permitido o trânsito de veículos pesados (Figuras 19 e 20). Apresentam inúmeros benefícios: contribuem para o manejo das águas das chuvas; conectam a fauna entre manchas de vegetação, parques e praças; amenizam o microclima; facilitam a educação ambiental ao darem visibilidade aos processos de funcionamento da infraestrutura verde; entre outros (HERZOG, 2013).

Figuras 19 e 20: Ruas verdes em Freiburg, Alemanha.



Fonte: Editado de Cycling Christchurch (s.d.) e Herzog (2013).

Por se tratar de um tema bastante extenso, foram detalhadas apenas algumas tipologias de infraestrutura verde que podem ser implementadas localmente a fim de promover e restaurar a conectividade da paisagem e a conservação da biodiversidade. Todavia, outras tipologias podem ser estimuladas, como jardins públicos e privados, hortas comunitárias, parques, *pocket parks* (parques de bolso), dentre outras.

Apresentam-se, na seção a seguir, algumas medidas que podem ser adotadas para mitigar os atropelamentos da fauna.

b) Medidas mitigadoras de atropelamento de fauna

Conforme discutido na seção 2.1.1.2, os corredores viários são responsáveis pela morte de milhões de animais todos os anos no Brasil, representando uma ameaça para as populações de muitas espécies. Para evitar ou mitigar esse problema, diversas medidas podem ser adotadas (BAGER *et al.*, 2016; RYTWINSKI *et al.*, 2016).

A medida mitigadora mais eficiente ocorre na fase do planejamento do projeto, ao se projetar traçados viários que evitem fragmentar grandes áreas de vegetação nativa e formações vegetais abertas que representem o habitat de diversas espécies. Quando não for possível evitar essas áreas, a construção de estruturas de passagens de fauna inferiores, como túneis, e superiores, como elevados, deve ser prioritária no projeto (FREITAS, 2011).

b.1) Estruturas de passagens de fauna (inferiores e superiores)

Segundo Freitas (2011, p. 139), estruturas de passagem são as "[...] medidas de maior custo-benefício quando as questões ambientais são consideradas no custo do empreendimento rodoviário em todas as suas fases".

Contudo, antes de se construir essas estruturas, é preciso analisar criteriosamente a área e as espécies que poderão utilizá-las. Quando mal planejadas, as passagens podem não ser utilizadas pelos animais e até mesmo prejudicar a sua conservação.

Em países como a Austrália e os Estados Unidos, passagens inferiores, combinadas com cercas que guiam os animais até o local em que a passagem é implantada, têm apresentado bons resultados. Na Austrália, Taylor e Goldingay (2004) registraram 17 vertebrados de diferentes espécies usando passagens subterrâneas de fauna; e nos Estados Unidos, essa medida reduziu a taxa de mortalidade de animais silvestres em 93,5% no Parque Estadual *Paynes Prairie Preserve*, na Flórida (DODD *et al.*, 2004).

Quando as passagens inferiores são construídas em grande tamanho, tem-se a oportunidade de se recriar aspectos naturais (e.g. incluindo vegetação semelhante ao habitat), tornando-as mais atraentes para as espécies. As passagens devem sempre ser mais largas do que compridas, para que o animal veja a saída para usá-las (FREITAS, 2011).

Já as passagens superiores, quando comparadas às passagens inferiores, possuem mais vantagens para os animais, por serem menos limitantes e por manterem as condições ambientais, tais como pluviosidade, temperatura e luminosidade. Além disso, apresentam menos interferências dos ruídos veiculares e podem servir tanto como passagem de espécies de grande porte como de habitat intermediário para espécies menores, como aves, répteis, anfíbios e pequenos mamíferos (JACKSON; GRIFFIN, 2000).

Apesar dos altos custos de construção e manutenção, as estruturas de passagens inferiores e superiores, como túneis e elevados, já provaram sua eficácia em promover a conectividade ecológica e possuem um valor adicional de mitigação para várias espécies de animais, incluindo aves. Assim, o custo pode ser alto e talvez injustificável apenas para aves, mas onde são construídas passagens com vegetação para várias espécies, os benefícios podem ser acumulados para as aves se os objetivos do projeto incluírem a passagem destas (JOHNSON; EVANS; JONES, 2017).

Apresentam-se, a seguir, dois exemplos de passagens de fauna, de acordo com sua posição em relação às estradas: inferiores (Figura 21) e superiores (Figura 22).

Figura 21: Passagem de fauna inferior no Parque Nacional de Banff, em Alberta, Canadá.

Figura 22: Passagem de fauna superior na Ruta Nacional 101, em Misiones, Argentina.



Fonte: Editado de Tony Clevenger (s.d.) e Aldem Bourscheit (2020).

Nos casos em que a opção de passagens inferiores e superiores for inviável, outras medidas menos dispendiosas podem ser adotadas, como a instalação de cercas e telamentos, sinalizações de alerta indicando a travessia de animais, redutores de velocidade dos veículos para acalmar o tráfego, espelhos e refletores (RYTWINSKI *et al.*, 2016; VAN DER GRIFT *et al.*, 2013; FREITAS, 2011; HUIJSER; PAUL, 2008), promoção da educação ambiental no território para aumentar a conscientização da população sobre os acidentes entre veículos e animais silvestres e criar apoio para a implantação de possíveis medidas de mitigação, entre outras.

b.2) Cercas e telamentos

A instalação de cercas e telamentos tem sido uma medida bastante utilizada para evitar que os animais atravessem as estradas (Figura 23). Segundo Freitas (2011, p. 139):

A cerca deve ter um telamento com malha mais fina em sua base [...] para evitar que pequenos animais consigam ultrapassá-la, mesmo cavando. A partir de 1m de altura até seus 2m, a malha deve ser mais grossa para evitar que animais maiores atravessem a estrada. É recomendável também que a cerca tenha uma inclinação na parte mais alta para evitar que os animais consigam pular para dentro da rodovia e, ao mesmo tempo, para facilitar a saída da rodovia, caso o animal consiga atravessar a cerca e ficar dentro da rodovia. No entanto, estas cercas devem sofrer sistemática

manutenção para evitar o surgimento de buracos que possibilitem a passagem de animais, sendo o resultado pior do que antes, pois o animal fica preso entre as cercas no meio da estrada, aumentando ainda mais o risco de ser atropelado.

Embora possam reduzir substancialmente o número de colisões, as cercas e telamentos apresentam alguns efeitos colaterais indesejáveis. Elas fazem com que os movimentos dos animais na estrada sejam fortemente reduzidos ou completamente bloqueados, o que aumenta o efeito de barreira do corredor viário. Para algumas espécies com baixo ou nenhum poder de voo, como é o caso da espécie *Crypturellus noctivagus*, estudada no presente trabalho, isso pode reduzir drasticamente a probabilidade de sobrevivência da população. Portanto, sugere-se que cercas e telamentos, quando aplicadas a longas distâncias, devem ser acompanhadas de oportunidades de travessia segura para uma grande variedade de espécies (HUIJSER; PAUL, 2008; RYTWINSKI *et al.*, 2016).

Figura 23: Cercas e telamentos na BR 262, em Mato Grosso do Sul.



Fonte: Editado de DNIT (2019).

b.3) Sinalizações de alerta

Já as sinalizações de alerta, que indicam a travessia de animais na pista, talvez sejam a medida de mitigação para minimização de atropelamentos mais empregada. De acordo com Huijser e Paul (2008), as placas de sinalização alertam os motoristas sobre a presença potencial de animais silvestres na via ou nas proximidades, e pedem que eles fiquem mais atentos, que reduzam a velocidade do veículo ou uma combinação de ambos (Figuras 24 e 25).

Como a eficácia dos sinais de alerta depende da resposta do motorista, é fundamental que esses sinais sejam confiáveis, ou seja, que o motorista seja avisado quando houver uma chance relativamente alta de acidentes em locais específicos. Entretanto, muitos autores duvidam da eficácia dessa medida e ainda poucos estudos investigaram a eficiência dos sinais de alerta em reduzir as colisões entre veículos e animais (HUIJSER; PAUL, 2008).

Figura 24: Placa de sinalização alertando os motoristas sobre a presença de animais na Montana Highway 83, rodovia estadual no estado norte-americano de Montana. **Figura 25:** Placa de sinalização na rodovia TransCanada, no Canadá.



Fonte: Editado de Huijser *et al.* (2007).

b.4) Redutores de velocidade

No que tange aos redutores de velocidade, vários métodos podem ser adotados para desacelerar os veículos e acalmar o tráfego. Tipicamente utilizados em bairros residenciais ou em rodovias próximas às áreas urbanas, os métodos podem incluir a implantação de lombadas, rotatórias, extensões de meio-fio, extensões de calçada, faixas de vibração, entre outros (HUIJSER; PAUL, 2008).

De acordo com Huijser e Paul (2008), a velocidade reduzida do veículo e o aumento da atenção do motorista podem reduzir a mortalidade de todas as espécies de animais selvagens que atravessam as vias.

No estado australiano de *Queensland*, por exemplo, foram instaladas lombadas para reduzir a velocidade dos veículos e diminuir as mortes de *Casuaris casuaris*, uma ave não-voadora nativa da Austrália, Indonésia e Nova Guiné (Figura 26). No estado da Flórida,

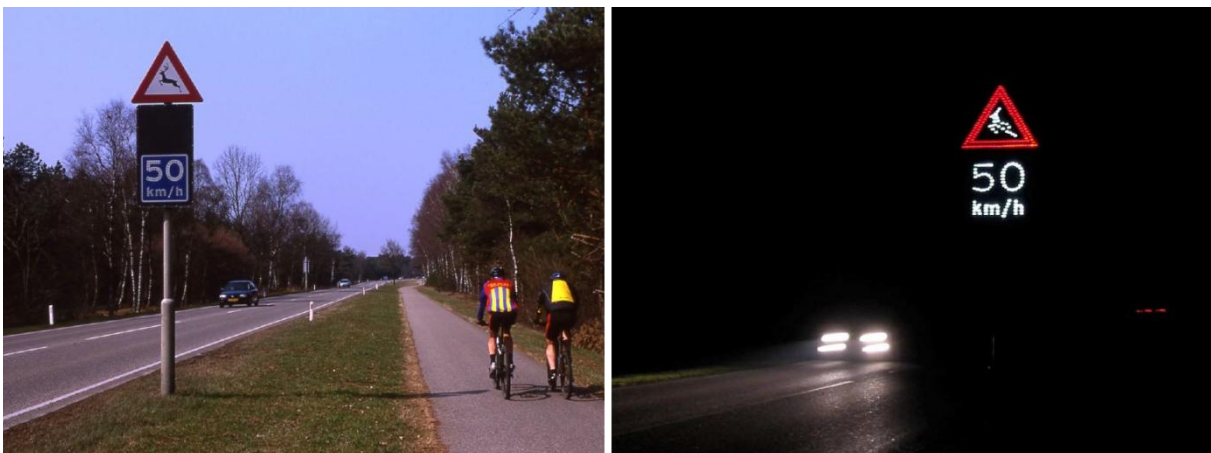
Estados Unidos, faixas de vibração foram instaladas para aumentar o ruído nas zonas de travessia do *Puma concolor cory*, uma espécie de puma ameaçada de extinção (Figura 27). Já próximo à *'t Harde*, uma aldeia localizada na província holandesa de *Gelderland*, limites de velocidade foram implantados acompanhados de um sinal de aviso vinculado a um sistema de detecção de animais na via. O sinal de redução do limite de velocidade é sempre visível, tanto de dia como de noite (Figuras 28 e 29), independentemente da presença e da detecção de animais (HUIJSER; PAUL, 2008).

Figura 26: Lombada (no canto inferior direito da imagem) implantada para reduzir a velocidade dos veículos e a mortalidade da ave *Casuaris casuaris*, no estado de Queensland, Austrália. **Figura 27:** Faixas de vibração implantadas nas zonas de travessia do *Puma concolor coryi*, no sul do estado da Flórida, Estados Unidos.



Fonte: Editado de Huijser *et al.* (2007).

Figuras 28 e 29: Limite de velocidade acompanhado com um sinal de aviso de animais na pista, próximo à *'t Harde*, na Holanda.



Fonte: Editado de Huijser *et al.* (2007).

b.5) Espelhos e refletores

Já os espelhos e refletores são instalações destinadas a agir como repelentes visuais da vida selvagem, refletindo os faróis dos veículos na estrada para o habitat (Figura 30). Acredita-se que essas reflexões criam uma "cerca de luz", o que altera o comportamento dos animais e interrompe o seu movimento em direção à estrada (BENTEN; ANNIGHÖFER; VOR, 2018).

Segundo Huijser e Paul (2008), é provável que os espelhos e refletores da vida selvagem aumentem o efeito de barreira do corredor de transporte, mas esse efeito pode ser diminuído ou eliminado quando nenhum veículo estiver presente.

Figura 30: Refletor ao longo da *British Columbia Highway 93*.



Fonte: Editado de Huijser *et al.* (2007).

Conforme pôde ser visto nesta seção, várias medidas de mitigação – destinadas a afetar o comportamento do motorista ou dos animais – podem ser adotadas e incorporadas nas práticas de planejamento territorial e paisagístico brasileiro para aumentar a conectividade entre as áreas de habitat isoladas pelo sistema viário e evitar ou mitigar os seus impactos negativos sobre a biodiversidade.

Para determinar com precisão os trechos do sistema viário onde as medidas mitigatórias devem ser implantadas, Freitas (2011) recomenda um monitoramento dos atropelamentos da fauna por, pelo menos, um a dois anos. Os trechos em que ocorrem as maiores frequências de atropelamentos são os locais mais indicados para a implantação das medidas de mitigação.



3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Ramphocelus bresilius (tiê-sangue). Status de ameaça: vulnerável de extinção em Santa Catarina (CONSEMA, 2011).
Habita a Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau-SC. Fonte: Marcelo Luiz Quirino (2016).

3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

3.1 ABORDAGEM DA PESQUISA

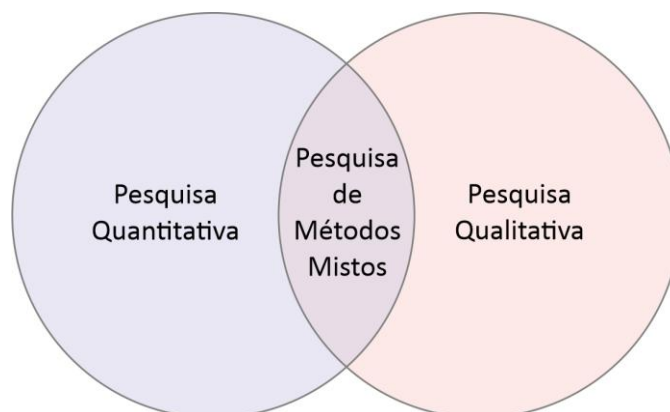
A metodologia adotada na presente pesquisa caracteriza-se pela utilização de métodos mistos, pois associa abordagens quantitativas e qualitativas de pesquisa na coleta e análise dos dados.

A pesquisa de métodos mistos é tradicionalmente definida como um tipo de pesquisa em que o pesquisador, ou grupo de pesquisadores, misturam ou combinam técnicas, métodos, conceitos ou linguagem de pesquisa quantitativa e qualitativa no mesmo estudo (Figura 31), com o objetivo de aprofundar e expandir o entendimento e a corroboração sobre determinado fenômeno (JOHNSON; ONWUEBUZIE, 2004; JOHNSON; ONWUEGBUZIE; TURNER, 2007).

A escolha dessa abordagem de pesquisa geralmente ocorre quando os dados de um só tipo de método (quantitativo ou qualitativo) são insuficientes para apreender o objeto em estudo; quando os resultados precisam de explicação adicional; ou quando o objetivo da pesquisa é mais bem atendido mediante múltiplas fases ou tipos de dados (CRESWELL; CLARK, 2013).

Segundo Johnson, Onwuegbuzie e Turner (2007), a pesquisa de métodos mistos é reconhecida como a terceira maior abordagem de pesquisa (junto com a pesquisa quantitativa e qualitativa) e, geralmente, fornece resultados de pesquisa mais informativos e completos quando comparados com investigações que utilizam um único tipo de método.

Figura 31: Esquema síntese da pesquisa de métodos mistos.



Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

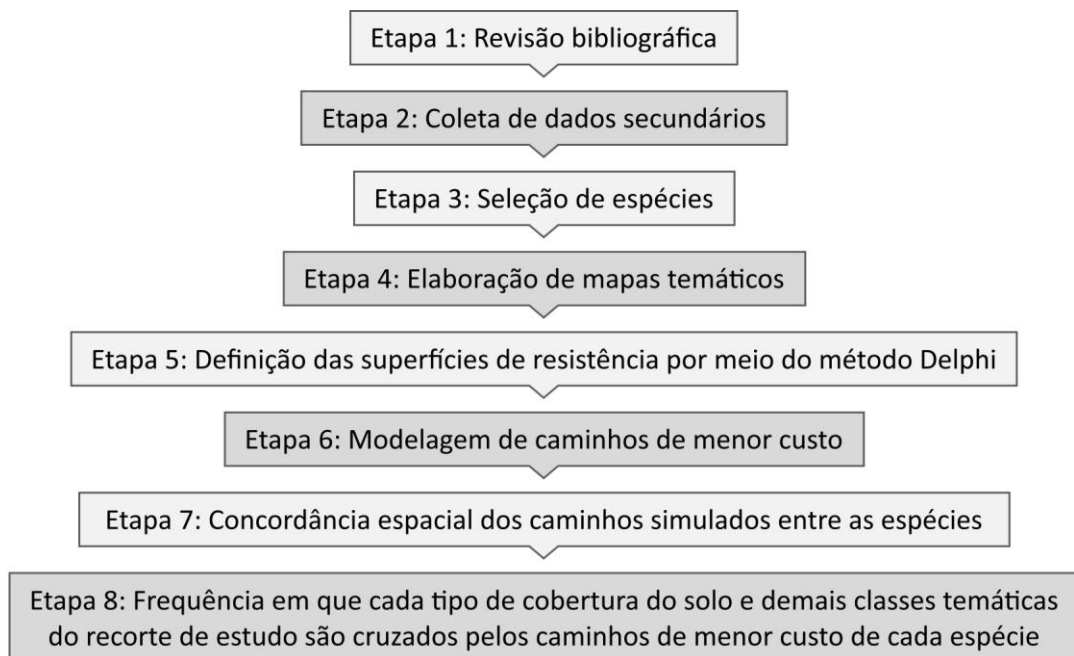
Quanto aos objetivos, trata-se de uma pesquisa exploratória e descritiva. Exploratória, pois busca, por meio de pesquisas bibliográficas e aplicação de questionários com especialistas, proporcionar maior familiaridade com o problema de pesquisa e prover maior compreensão sobre o assunto pesquisado (GIL, 2018); e descritiva, pois descreve os fenômenos (GIL, 2018) sob o ponto de vista dos especialistas consultados.

3.2 PROCEDIMENTOS DE PESQUISA

No que concerne aos procedimentos técnicos de pesquisa, o estudo baseia-se em pesquisas bibliográficas⁵¹, documentais⁵², consulta a especialistas e em produtos temáticos obtidos a partir de técnicas de geoprocessamento e modelagem espacial de conectividade funcional. Tem como recorte de estudo a Bacia do Ribeirão Fortaleza, localizada no município de Blumenau/SC.

A figura a seguir apresenta as etapas do procedimento metodológico adotado.

Figura 32: Etapas metodológicas adotadas na pesquisa



Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

⁵¹ A pesquisa bibliográfica procura explorar e discutir um assunto, tema ou problema, com base em referências publicadas em livros, artigos científicos, páginas de web sites, entre outros (MARTINS; THEÓPHILO, 2016).

⁵² A pesquisa documental trilha os mesmos caminhos da pesquisa bibliográfica, utilizando, porém, documentos dos mais variados tipos como fonte de dados, como: documentos arquivados em entidades públicas e privadas, gravações, fotografias, mapas, entre outros (MARTINS; THEÓPHILO, 2016).

3.2.1 Etapa 1: Revisão bibliográfica

A revisão bibliográfica objetivou contextualizar a temática abordada. Inicialmente, foram revisados conceitos e métodos de ecologia da paisagem, conectividade da paisagem e Método Delphi, que norteiam a pesquisa; na sequência, foram investigados instrumentos de planejamento e gestão territorial e paisagístico que podem contribuir para manter e restaurar a conectividade funcional da paisagem e a conservação da biodiversidade; e posteriormente, foram levantadas informações multidisciplinares acerca do recorte de estudo, evidenciando seus aspectos socioeconômicos, físico-naturais e normativos.

Realizaram-se, nesta etapa, pesquisas bibliográficas e documentais. A pesquisa bibliográfica baseou-se em livros, teses e em artigos publicados em periódicos internacionais e nacionais, acessados em portais e base de dados; e nas fontes documentais em dados censitários do IBGE, legislações federais, estaduais e municipais, e estudos e relatórios de impacto ambiental.

Após a revisão bibliográfica, procedeu-se à segunda etapa do procedimento metodológico, detalhada na seção a seguir.

3.2.2 Etapa 2: Coleta de dados secundários

Nesta etapa, foram verificados e coletados os dados disponíveis que pudessem servir de base para identificar e selecionar as espécies de aves com ocorrência na área estudada e caracterizar os diferentes tipos de cobertura do solo que compõem a paisagem.

Foram coletados com a Fundação Ambiental de Meio Ambiente (FATMA) e com a Secretaria de Desenvolvimento Urbano do Município de Blumenau (SEDUR), em formato digital, os seguintes materiais:

Quadro 1: Materiais coletados e utilizados na pesquisa.

Material	Executor	Ano	Local da coleta do material
a) EIA/RIMA da obra de prolongamento da Rodovia SC-108	Iguatemi Consultoria e Serviços de Engenharia	2016	FATMA
b) EIA/RIMA da obra	PROSUL - Projetos,	2010	FATMA

de duplicação da Rodovia BR-470	Supervisão e Planejamento		
c) Estudo de concepção do Parque linear do Ribeirão Fortaleza	SC Engenharia e Geotecnologia	2014	SEDUR
d) Restituição aerofotogramétrica na escala 1/10.000 ⁵³	Aeroimagem Engenharia e Aerolevanteamento	2003	SEDUR
e) Ortofotos aéreas ⁵⁴ na escala 1/10.000	Engemap	2012	SEDUR ⁵⁵

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Realizada a coleta de dados secundários, procedeu-se à seleção das espécies de aves com ocorrência na área estudada, descrita na seção a seguir.

3.2.3 Etapa 3: Seleção de espécies

A seleção das espécies de aves com ocorrência na Bacia do Ribeirão Fortaleza foi obtida por meio da revisão de estudos e relatórios ambientais realizados em sua área de influência. Foram compilados dados faunísticos do EIA/RIMA da obra de prolongamento da Rodovia SC-108; do EIA/RIMA da obra de duplicação da Rodovia BR-470; e do estudo de concepção do Parque linear do Ribeirão Fortaleza, acrescidos de registros faunísticos reportados pelo autor em estudos desenvolvidos na Bacia (RUDOLPHO, 2012; RUDOLPHO; KARNOPP; SANTIAGO, 2018).

Após a compilação desses dados, as espécies foram classificadas segundo seu endemismo (BENCKE *et al.*, 2006), habitat de ocorrência (SICK, 1997; DEL HOYO *et al.*, 1992-2011) e presença em listas oficiais de espécies ameaçadas de extinção (IUNC, 2017; MMA, 2014b; CONSEMA, 2011)⁵⁶.

⁵³ Contendo os seguintes vetores: hidrografia, curvas de nível, vegetação, sistema viário, caminhos, edificações, lotes, limite de bairros e limite municipal.

⁵⁴ Com resolução espacial de 39 cm.

⁵⁵ Disponibilizado à SEDUR pela Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável (SDS) de Santa Catarina.

⁵⁶ A classificação taxonômica e a nomenclatura científica das espécies seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO) (PIACENTINI *et al.*, 2015).

Para a modelagem dos caminhos de menor custo foram selecionadas espécies que se enquadraram nos seguintes critérios: ser endêmica⁵⁷ do bioma Mata Atlântica; possuir habitat florestal; apresentar algum tipo de ameaça nas listas mundial (IUNC, 2017), nacional (MMA, 2014b) e estadual (CONSEMA, 2011) de espécies ameaçadas de extinção.

Foi encontrado um total de 202 espécies de aves com ocorrência na área estudada, distribuídas em 21 ordens e 50 famílias (APÊNDICE A: Levantamento das espécies de aves com ocorrência na Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC). Esse número representa 10,52% das 1919 espécies de aves registradas no Brasil (PIACENTINI *et al.*, 2015) e 31,07% das 650 espécies registradas no Estado de Santa Catarina (PIACENTINI *et al.*, 2006).

As famílias com maior representatividade de táxons são: Tyrannidae, com 26 espécies (12,87%); Thraupidae, com 23 espécies (11,38%); e Trochilidae, com 13 espécies (6,43%).

De todas as espécies compiladas, 53 (26,23%) são consideradas endêmicas do Bioma Mata Atlântica.

A classificação por áreas de habitat revelou que 110 (54,45%) espécies ocorrem preferencialmente em áreas florestadas (incluindo suas bordas); 33 (16,33%) ocorrem tanto em áreas abertas naturais quanto em áreas abertas antropizadas; 8 (3,96%) habitam áreas úmidas; e 15 (7,42%) possuem hábitos generalistas.

Das 202 espécies com ocorrência na região, 8 (3,96%) encontram-se sob algum tipo de ameaça de extinção⁵⁸, a saber: *Crypturellus noctivagus* (jaó-do-sul); *Amadonastur lacernulatus* (gavião-pombo-pequeno); *Primolius maracanã* (maracanã-verdadeira); *Piculus flavigula* (pica-pau-bufador); *Phylloscartes kronei* (maria-da-restinga); *Hemitriccus kaempferi* (maria-catarinense); *Ramphocelus bresilius* (tiê-sangue) e *Sporophila frontalis* (pixoxó).

Cinco espécies se enquadraram nos critérios de seleção⁵⁹: *Crypturellus noctivagus* (jaó-do-sul); *Amadonastur lacernulatus* (gavião-pombo-pequeno); *Phylloscartes kronei* (maria-da-restinga); *Hemitriccus kaempferi* (maria-catarinense); e *Sporophila frontalis* (pixoxó). Destas, foram selecionadas três espécies com diferentes hábitos alimentares,

⁵⁷ "Uma espécie é endêmica quando a sua área de ocorrência se limita a um determinado ecossistema ou bioma. Assim, quando falamos que uma espécie de ave é endêmica da floresta atlântica, estamos dizendo que só podemos encontrá-la nesta tipologia florestal" (ZIMMERMANN, 2018, p. 180).

⁵⁸ Não considerando espécies quase ameaçadas.

⁵⁹ Ser endêmica do bioma Mata Atlântica, possuir habitat florestal e apresentar algum tipo de ameaça nas listas mundial (IUNC, 2017), nacional (MMA, 2014b) e estadual (CONSEMA, 2011) de espécies ameaçadas de extinção.

distintas capacidades de deslocamento e que ocupam diferentes estratos florestais: *Crypturellus noctivagus*; *Hemitriccus kaempferi*; e *Sporophila frontalis*.

O *Crypturellus noctivagus*, conhecido popularmente como jaó-do-sul, jaó-do-litoral ou simplesmente jaó (Figura 33), é uma espécie endêmica da Mata Atlântica, restrita a região leste do Brasil (SICK, 1997). Habita o chão das florestas de baixada, em ambientes com até 500 metros de altitude (PIACENTINI; STRAUBE, 2008). Alimenta-se principalmente de sementes, frutos, insetos e pequenos artrópodes (SICK, 1997). É considerada uma espécie vulnerável de extinção no Brasil (MMA, 2014b) e ameaçada de extinção no estado de Santa Catarina (CONSEMA, 2011). A principal causa do seu declínio populacional está associada à caça, à perda e à fragmentação de habitat pelo desmatamento (PIACENTINI; STRAUBE, 2008).

Figura 33: *Crypturellus noctivagus* (jaó-do-sul).



Fonte: Editado de Vilde Eriberto Florencio (2016).

A espécie *Hemitriccus kaempferi*, conhecida como maria-catarinense (Figura 34), é uma pequena ave da Mata Atlântica com distribuição restrita as florestas da planície

litorânea do Paraná e nordeste de Santa Catarina. Vive no estrato herbáceo das florestas, incluindo bordas de mata e vegetação secundária, normalmente entre 1 e 3 metros de altura (ocasionalmente subindo até 6 metros). Alimenta-se basicamente de insetos (PIACENTINI; BORCHARDT-JÚNIOR; CARRANO, 2008). É classificada como uma espécie ameaçada de extinção em nível mundial (IUNC, 2017) e vulnerável de extinção no Brasil (MMA, 2014b) e em Santa Catarina (CONSEMA, 2011). A sua distribuição restrita, agravada pela perda de áreas de habitat, constitui a sua principal ameaça (PIACENTINI; BORCHARDT-JÚNIOR; CARRANO, 2008).

Figura 34: *Hemitriccus kaempferi* (maria-catarinense).



Fonte: Editado de Celso Almeida (2017).

O *Sporophila frontalis*, popularmente conhecido como pixoxó (Figura 35), é uma ave endêmica da Mata Atlântica, encontrada do sul da Bahia ao limite sul do domínio, incluindo Argentina e Paraguai. Ocupa todos os estratos florestais, principalmente o médio e superior, desde as baixadas litorâneas até as encostas íngremes da serra do Mar (CARRANO, 2008). Granívoro, alimenta-se principalmente de sementes de taquaras. É considerada uma espécie

vulnerável de extinção no mundo (IUNC, 2017), no Brasil (MMA, 2014b) e em Santa Catarina (CONSEMA, 2011). Entre as principais ameaças que sofre, destacam-se a excessiva captura e comércio ilegal; e a perda e a fragmentação do habitat florestal (CARRANO, 2008).

Figura 35: *Sporophila frontalis* (pixoxó).



Fonte: Editado de Ricardo Gentil (2015).

Realizada a seleção das espécies, partiu-se para a quarta etapa do procedimento metodológico, abordada na seção a seguir.

3.2.4 Etapa 4: Elaboração de mapas temáticos

A fim de caracterizar a paisagem de estudo, foram elaborados mapas temáticos de Cobertura do solo, Bairros, Sistema viário, Hidrografia, Hipsometria, Declividade, Áreas de Preservação Permanente (APPs), Cheias, Zoneamento Municipal vigente e Cadastro de lotes públicos e privados.

Como base cartográfica, foi utilizada a restituição aerofotogramétrica digital na escala 1/10.000 do ano de 2003. A base cartográfica com elipsóide SAD 69 foi transformada para SIRGAS 2000, de acordo com as orientações da resolução 01/2005 publicada pelo IBGE no ano de 2005, a qual estabelece a mudança do referencial geodésico brasileiro.

Os procedimentos metodológicos adotados na elaboração do mapa temático de cobertura do solo merecem evidência, uma vez que foi utilizado como base para a definição das superfícies de resistência à movimentação das espécies na etapa seguinte.

a) Mapa temático de cobertura do solo

Para a elaboração do mapa temático de cobertura do solo, as ortofotos foram importadas no software *ArcGis 10.2*, incorporadas na base cartográfica e recortadas utilizando o polígono vetorial da Bacia hidrográfica, a fim de facilitar o processamento das informações. Realizados esses procedimentos, iniciou-se o processo de interpretação visual.

Considerando os elementos de reconhecimento e identificação citados por Anderson (1982) como: tonalidade, forma, padrão, densidade, declividade, textura, tamanho, sombra, posição, e adjacências, foram vetorizados, no software *ArcGis 10.2*, dez tipos de cobertura do solo com provável influência no movimento das espécies selecionadas (Quadro 2).

Quadro 2: Tipos de cobertura do solo vetorizados.

Tipos de cobertura do solo	Descrição
a) Vegetação arbórea nativa	Manchas de vegetação arbórea nativa em diferentes estágios de regeneração.
b) Vegetação arbórea exótica	Manchas introduzidas com espécies exóticas (i.e. que se encontram fora de sua área de distribuição natural) como <i>Pinus ssp</i> , <i>Eucalyptus ssp</i> e <i>Archontophoenix alexandrae</i> , com sub-bosque herbáceo de nativas.
c) Campo/Pastagem	Áreas cobertas por gramíneas, com uso agropecuário ou sem uso definido.
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado em lotes edificadas ou desocupados	-
e) Vegetação arbórea intralote	Vegetação arbórea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados.

f) Vegetação herbácea intralote	Vegetação herbácea em quintais, pátios e jardins de lotes edificados ou desocupados.
g) Sistema viário	Vias expressas, arteriais, coletoras e locais.
h) Edificações de pequeno porte	Edifícios de até dois pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos.
i) Edificações de médio/grande porte	Edifícios com três ou mais pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos.
j) Águas	Cursos de água e lagoas.

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Após vários testes, foi adotado o uso de uma única escala de trabalho (no monitor) de 1/2.000, pois se observou que, quando se aumenta demasiadamente a escala, o intérprete se confunde com a quantidade de detalhes e não consegue seguir uma linha de interpretação coerente.

É importante salientar que o conhecimento prévio do intérprete sobre o recorte de estudo foi de fundamental importância para a interpretação das informações.

3.2.5 Etapa 5: Definição das superfícies de resistência por meio do Método Delphi

Para coletar informações sobre as influências de diferentes tipos de cobertura do solo no movimento das espécies selecionadas e, assim, definir as superfícies de resistência, foi empregado o Método Delphi, que consiste na consulta a especialistas mediante a aplicação de um questionário interativo (MUKHERJEE *et al.*, 2015).

Considerou-se como especialistas profissionais qualificados, com ampla experiência em pesquisas ornitológicas brasileiras e bem reconhecidos por seus pares (MCBRIDE; BURGMAN, 2012).

Uma lista de 80 especialistas foi obtida através da indicação pessoal de colegas pesquisadores do Laboratório de Ecologia e Ornitologia da Fundação Universidade Regional de Blumenau (FURB) e complementada por meio de consulta a integrantes de grupos de pesquisa em ornitologia⁶⁰ cadastrados na Plataforma Lattes (CNPq)⁶¹. Os especialistas tiveram os seus currículos analisados para a obtenção das seguintes informações: formação, titulação e tempo médio de experiência na área.

⁶⁰ Ciência que estuda as aves.

⁶¹ Disponível em: www.lattes.cnpq.br.

Com base nessas informações, foram selecionados 70 especialistas que atenderam aos seguintes critérios:

- a) possuir formação em Biologia ou Ecologia;
- b) possuir diploma de Pós-graduação em Ciências ambientais ou relacionadas; e
- c) possuir experiência profissional mínima de 10 anos na área de Ornitologia.

O questionário, elaborado na plataforma online do *Google Forms*, foi primeiramente aplicado com um grupo separado de cinco especialistas (estudo piloto), com o objetivo de identificar quaisquer ambiguidades e garantir que a informação a ser fornecida estivesse clara e informativa. Para melhorar a clareza do questionário foram feitas algumas alterações nas informações de base, em resposta aos seus comentários.

O questionário definitivo foi aplicado em duas rodadas entre os meses de julho e agosto de 2018⁶². Os especialistas selecionados receberam, por e-mail, o convite para participar da consulta, com informações gerais sobre a pesquisa, instruções sobre o processo e o *link* de acesso ao questionário da 1ª rodada (APÊNDICE B: E-mail e questionário da 1ª rodada).

A fim de conhecer a percepção dos especialistas sobre o movimento das espécies através da paisagem estudada, solicitou-se aos participantes que atribuíssem valores entre 1 a 10 para cada um dos dez tipos de cobertura do solo. Valores próximos ou iguais a 1 representavam coberturas do solo com menor resistência ao movimento da espécie (ou seja, tipos de cobertura do solo iguais ou similares ao habitat natural) e valores mais próximos ou iguais a 10 representavam coberturas do solo com maior resistência ao movimento da espécie (ou seja, barreiras).

Após a 1ª rodada de questionário, os valores de resistência atribuídos pelos especialistas foram compilados e foi quantificado a média, mediana, desvio padrão e coeficiente de variação do grupo. Na rodada seguinte foram repassados para cada especialista a opinião coletiva (média, mediana, desvio padrão e coeficiente de variação) e um lembrete com a sua resposta para cada item no questionário anterior, dando-lhes a oportunidade de reavaliarem as suas respostas à luz das respostas dadas pelos demais

⁶² Data de envio do *link* de acesso ao questionário da 1ª rodada: 13/07/2018. Data limite para resposta: 30/07/2018. Data de envio do *link* de acesso ao questionário da 2ª rodada: 14/08/2018. Data limite para resposta: 31/08/2018.

respondentes do grupo na rodada anterior (APÊNDICE C: E-mail e questionário da 2ª rodada).

Alcançado o número de rodadas pré-estabelecido, foi avaliado a dispersão, estabilidade, convergência e divergência dos valores de resistência atribuídos para cada tipo de cobertura do solo e espécie. Também foi realizado um teste de normalidade de *Shapiro-Wilk* no software estatístico *Past*, a fim de verificar se os valores de resistência atribuídos pelos especialistas seguem uma distribuição normal; em seguida, foi encaminhado o relatório final⁶³ (APÊNDICE D: E-mail e relatório final encaminhado aos especialistas participantes das duas rodadas de questionário).

Finalizada a consulta aos especialistas, foram elaborados, no software *ArcGis 10.2*, mapas contendo as superfícies de resistência para cada uma das espécies estudadas. Os vetores dos tipos de cobertura do solo foram convertidos em formato raster e reclassificados pelos valores de resistência finais (mediana) atribuídos pelos especialistas.

3.2.6 Etapa 6: Modelagem de caminhos de menor custo

Para a modelagem dos caminhos de menor custo, foi utilizado o *LandScape Corridors*⁶⁴ (RIBEIRO *et al.*, 2017), software gratuito e de código aberto – desenvolvido e mantido pelo Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação da Universidade Estadual Paulista (UNESP) – que simula múltiplos caminhos funcionais entre manchas de habitat (Figura 36).

O software utiliza, como dados de entrada, dois mapas raster carregados da interface *GRASS GIS*⁶⁵: um mapa contendo a superfície de resistência, que representa o quanto a paisagem facilita ou dificulta o movimento individual da espécie; e outro contendo a identificação dos *pixels* pertencentes às manchas fontes e alvos, ou seja, as áreas a serem conectadas nas simulações (RIBEIRO *et al.*, 2017).

O programa disponibiliza quatro métodos diferentes para a simulação dos caminhos de menor custo: o método MP (*Measures by Pixel*), que desconsidera a influência da paisagem na resistência local (utilizando apenas os *pixels* individuais do mapa de superfície de

⁶³ Data de envio do relatório final: 29/10/2018.

⁶⁴ Disponível em: https://github.com/LEEClab/LS_CORRIDORS/wiki.

⁶⁵ *GRASS GIS* é um software SIG gratuito, desenvolvido para produzir, analisar e mapear dados geoespaciais (NETELER; BOWMAN; LANDA; METZ, 2012). Encontra-se disponível em: <https://grass.osgeo.org/>.

resistência); e os métodos MLmin (*Measures by Landscape - minimum*), MLavg (*Measures by Landscape - average*) e MLmax (*Measures by Landscape - maximum*), que consideram a influência da paisagem na resistência local (substituindo os *pixels* individuais do mapa de superfície de resistência pelo valor mínimo, médio ou máximo dos *pixels* vizinhos dentro de um determinado raio da janela). O tamanho da janela, em metros, é definido pelo usuário e representa o intervalo de percepção espacial das espécies que estão sendo modeladas⁶⁶ (RIBEIRO *et al.*, 2017).

As simulações são realizadas assumindo que as espécies podem sair e chegar em qualquer local dentro das manchas fontes e alvos, aumentando a variabilidade entre as simulações. Em cada simulação, o software seleciona aleatoriamente um *pixel* dentro das manchas de fontes e alvos, representando os possíveis pontos de partida e chegada do caminho na simulação dada. Assim, semelhante ao que ocorre em paisagens reais – onde os indivíduos não se afastam do mesmo ponto dentro da mancha (em parte devido à variação na percepção da paisagem entre indivíduos e espécies) –, diferentes caminhos começam e terminam em diferentes pontos (RIBEIRO *et al.*, 2017).

O software permite, ainda, a adição de estocasticidade nas simulações; o parâmetro *Variability*. Segundo Ribeiro *et al.* (2017), o valor padrão do parâmetro variabilidade é 2; esse número pode, no entanto, ser alterado pelo usuário. Altos valores de variabilidade introduzem alta estocástica espacial aos caminhos simulados, o que é particularmente apropriado para espécies generalistas. À medida que o parâmetro de variabilidade aumenta, as espécies tendem a selecionar diferentes rotas e o custo médio dos caminhos tende a aumentar, já que essa variabilidade aumenta os valores da superfície de resistência. Por isso, Ribeiro e colaboradores (2017) sugerem utilizar um parâmetro de variabilidade maior para espécies que são menos sensíveis a modificações antrópicas ou que foram registradas para se moverem ou serem tolerantes à matriz.

Com base nessas informações, foram importados, no software *LandScape Corridors*, os mapas com as superfícies de resistência definidas pelos especialistas para cada uma das espécies na etapa anterior e, também, o mapa com as manchas fontes e alvos a serem conectadas nas simulações. Como fontes e alvos, foram selecionadas as maiores manchas de

⁶⁶ O intervalo perceptual é a distância na qual a espécie consegue perceber as manchas de habitat (ZOLLNER; LIMA, 2005). Recomenda-se definir o tamanho da janela com base na capacidade de dispersão máxima das espécies que estão sendo modeladas (RIBEIRO *et al.*, 2017).

vegetação arbórea nativa distribuídas na paisagem de estudo e que são utilizadas por diferentes espécies de aves de habitat florestal (APÊNDICE E: Áreas das manchas de vegetação arbórea nativa; APÊNDICE F: Fontes e alvos selecionados).

Utilizando o método MP⁶⁷, foram realizadas 50 simulações para cada par de fontes e alvos (171 combinações possíveis) e para cada uma das espécies. Como parâmetro de *Variability*, manteve-se o valor padrão de 2, pois as espécies selecionadas como modelo são bastante sensíveis às modificações antrópicas.

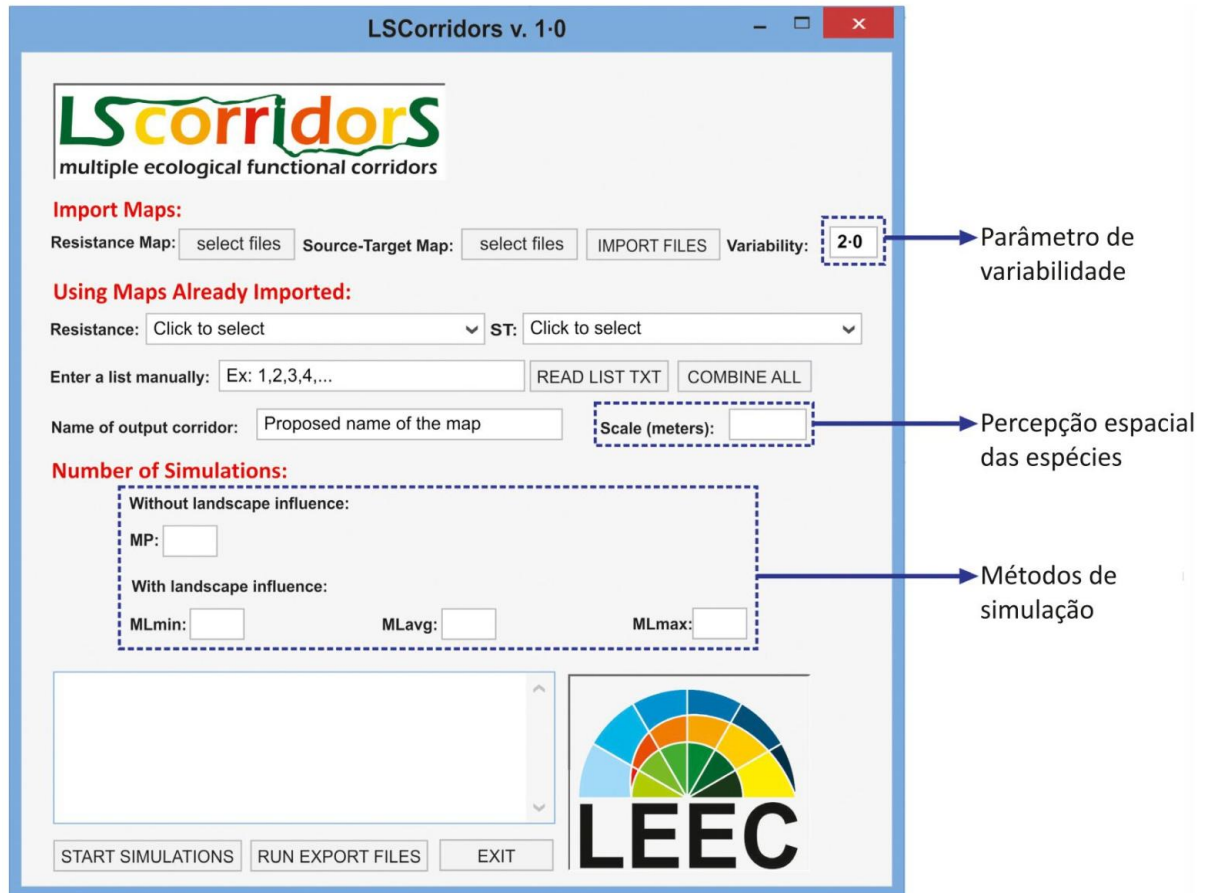
Como dado de saída, o software forneceu mapas de corredores, em formato *.tiff*, para cada par de fonte-alvo para o qual os corredores foram simulados e agrupou-os todos em um mapa final, que mostra a quantidade de simulações de corredor que passaram por cada *pixel* do mapa⁶⁸. Esses valores são chamados de Índice de Frequência de Seleção de Rota (RSFI). Altos valores de RSFI indicam áreas (*pixels*) que são mais propensas a serem usadas como corredores, de acordo com os requisitos das espécies incluídas na superfície de resistência (RIBEIRO *et al.*, 2017).

Da posse dos mapas finais que mostram todas as simulações de caminhos de menor custo para cada uma das espécies, analisou-se, estatisticamente, o grau de concordância espacial (proximidade ou distanciamento) dos caminhos simulados entre as espécies (Etapa 7) e a frequência em que cada tipo de cobertura do solo e demais classes temáticas do recorte de estudo são cruzados pelos caminhos de cada espécie (Etapa 8). Os procedimentos são especificados nas seções a seguir.

⁶⁷ O método MP foi escolhido por não ter sido encontrado, na literatura, informações sobre a capacidade de dispersão das espécies que foram modeladas.

⁶⁸ Os arquivos de saída incluíram ainda as seguintes informações: (i) nome do mapa de superfície de resistência, (ii) parâmetro de variabilidade estabelecido pelo usuário, (iii) parâmetro de escala definido pelo usuário, (iv) método de modelagem, (v) número da simulação, (vi) o tamanho do caminho simulado em metros, (vii) o custo total do caminho simulado, (viii) a distância mínima (euclidiana) entre as manchas de origem e as de destino, em metros, e (ix) as coordenadas geográficas iniciais e finais do caminho.

Figura 36: Layout do software *Landscape Corridors*, utilizado para a modelagem dos caminhos de menor custo.



Fonte: Editado de Ribeiro *et al.* (2017).

3.2.7 Etapa 7: Concordância espacial dos caminhos simulados entre as espécies

Para analisar o grau de concordância espacial dos caminhos simulados entre as espécies, adaptou-se a metodologia utilizada por Pena (2017). O objetivo é comparar as simulações de caminhos de menor custo das espécies em pares. Esse processo tem como resultado um mapa matricial para cada comparação entre duas simulações de RSFI. Esses mapas resultantes são chamados de mapas de concordância.

Um mapa de concordância, então, é um mapa matricial que compara dois mapas RSFI de espécies diferentes (x e y), sendo que em cada célula dessa matriz consta um valor que representa o número de *pixels* existentes entre este *pixel* (que é o caminho da espécie x) e o *pixel* do corredor de outra espécie (espécie y) que esteja mais próximo.

Para realizar esse processo utilizou-se o programa *ArcGIS 10.2*. Os mapas RSFI foram submetidos ao algoritmo de cálculo da distância euclidiana, que dá como resultado, dentre

outros, o mapa de distância. A distância euclidiana é uma medida de distância entre dois pontos (neste caso, *pixels*) calculada de forma geométrica com base no teorema de Pitágoras. Pode ser implementada em um ambiente matricial (raster) – o mesmo ambiente usado para o mapeamento das superfícies de resistência e para as análises decorrentes anteriormente apresentadas.

Assim, a distância euclidiana entre os caminhos simulados para cada espécie usando o RSFI é:

$$\text{EucEspX} = \text{Dist}(C_i - C_{i-n})$$

Na qual $\text{Dist}(C_i - C_{i-n})$ representa a distância entre o corredor i e os demais corredores resultantes da simulação para a espécie X . Para isso é calculada, par a par, a distância euclidiana entre os *pixels* do mapa RSFI em formato matricial.

Em seguida, para comparar os mapas de distância de cada espécie, foi realizada a multiplicação do mapa de distância pelo mapa RSFI das outras espécies. Nesse caso utilizou-se, então, a seguinte equação:

$$\text{EspX_EspY} = \text{EucEspX} * \text{EspY}$$

Na qual EspY é igual ao mapa RSFI da espécie Y após os *pixels* referentes aos caminhos de menor custo terem sido convertidos a valores iguais a 1. Com esse processo, após multiplicar o RSFI da espécie Y com o mapa de distância euclidiana da espécie X , obteve-se um mapa em formato matricial, no qual os valores dos *pixels* representam a distância entre aquele *pixel* da espécie Y e um *pixel* do corredor mais próximo da espécie X . Valores iguais a 0 estão relacionados a *pixels* espacialmente congruentes. Valores muito altos, indicam *pixels* espacialmente incongruentes, pois estão em posições diferentes na paisagem.

Por fim, para a avaliação da concordância espacial entre mapas de RSFI de pares de espécies, foi avaliada a frequência de *pixels* em classes de distância. Para tanto, o mapa matricial resultante da etapa anterior foi convertido em vetor de forma que cada *pixel* foi convertido em um ponto vetorial com informações presentes numa tabela de atributos, incluindo informação de distância. Depois, com o auxílio do software Excel (*Office 2018*), construiu-se uma tabela com a frequência do número de *pixels* que contêm cada valor de distância euclidiana que separou caminhos entre as três espécies de aves. Quanto maior a frequência de *pixels* com valores iguais ou próximos a 0, maior a concordância espacial entre os caminhos.

3.2.8 Etapa 8: Frequência em que cada tipo de cobertura do solo e demais classes temáticas do recorte de estudo são cruzados pelos caminhos de menor custo de cada espécie

Com o intuito de comparar a frequência com que cada tipo de cobertura do solo e demais classes temáticas do recorte foram cruzadas pelos caminhos, realizou-se o cruzamento dos caminhos de menor custo com os mapas temáticos de Cobertura do solo, Áreas de Preservação Permanente (APPs), Declividade, Cheias, Cadastro de lotes públicos e privados e Zoneamento Municipal vigente no software *ArcGis 10.2*.

A fim de refinar as análises quantitativas dos cruzamentos, os RSFIs de cada uma das espécies foram reclassificados em três classes de frequência (alto, médio e baixo RSFI), por intermédio do método de classificação *Natural Breaks (Jenks)*.

O método *Natural Breaks* agrupa os valores similares e maximiza as diferenças entre as classes, sendo que os limites das classes são definidos onde existem diferenças consideráveis entre os valores dos dados (KRYGIER; WOOD, 2016; SMITH; GOODCHILD; LONGLEY, 2018).

Realizado a reclassificação e o cruzamento dos RSFI das três espécies com os mapas temáticos do recorte de estudo, extraíram-se os dados estatísticos e foram elaboradas tabelas e histogramas, no software *Excel (Office 2018)*, para avaliar a frequência com que cada tipo de cobertura do solo e demais classes temáticas do recorte de estudo foram atravessadas pelos caminhos de menor custo de cada espécie.



4. RECORTE DE ESTUDO

Picus flavigula (pica-pau-bufador). Status de ameaça: vulnerável de extinção em Santa Catarina (CONSEMA, 2011). Habita a Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau-SC. Fonte: Diogo Gonçalves (2019).

4. RECORTE DE ESTUDO

4.1 LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE BLUMENAU E DA BACIA DO RIBEIRÃO FORTALEZA

O município de Blumenau está localizado na porção nordeste do Estado de Santa Catarina, região Sul do Brasil. Situa-se aos 26° 55' 10'' de Latitude Sul e aos 49° 03' 58'' de Longitude Oeste de Greenwich, a 140 km da capital Florianópolis, por via rodoviária. Integra a Bacia Hidrográfica do Rio Itajaí⁶⁹, a maior vertente atlântica do Estado. Possui uma área territorial de 520,52 km², sendo 206,81 km² (39,8%) de área urbana e 313,71km² (60,2%) de área rural.

A Bacia do Ribeirão Fortaleza, sub-bacia da Bacia do Rio Itajaí, localiza-se na porção leste do município. Possui uma área de drenagem de 16,08 km², totalmente inserida no território de Blumenau. É composta por cinco bairros: Fortaleza, Fortaleza Alta, Itoupava Norte, Nova Esperança e Tribess (APÊNDICE G: Mapa temático de Bairros). É seccionada no sentido leste-oeste pela via intermunicipal BR-470 (Figura 37), principal acesso ao município, e no sentido norte-sul pela via expressa Paul Fritz Kuehnrich (Figura 38), principal acesso ao centro da cidade. No APÊNDICE H é apresentado o Mapa temático de Sistema viário do recorte.

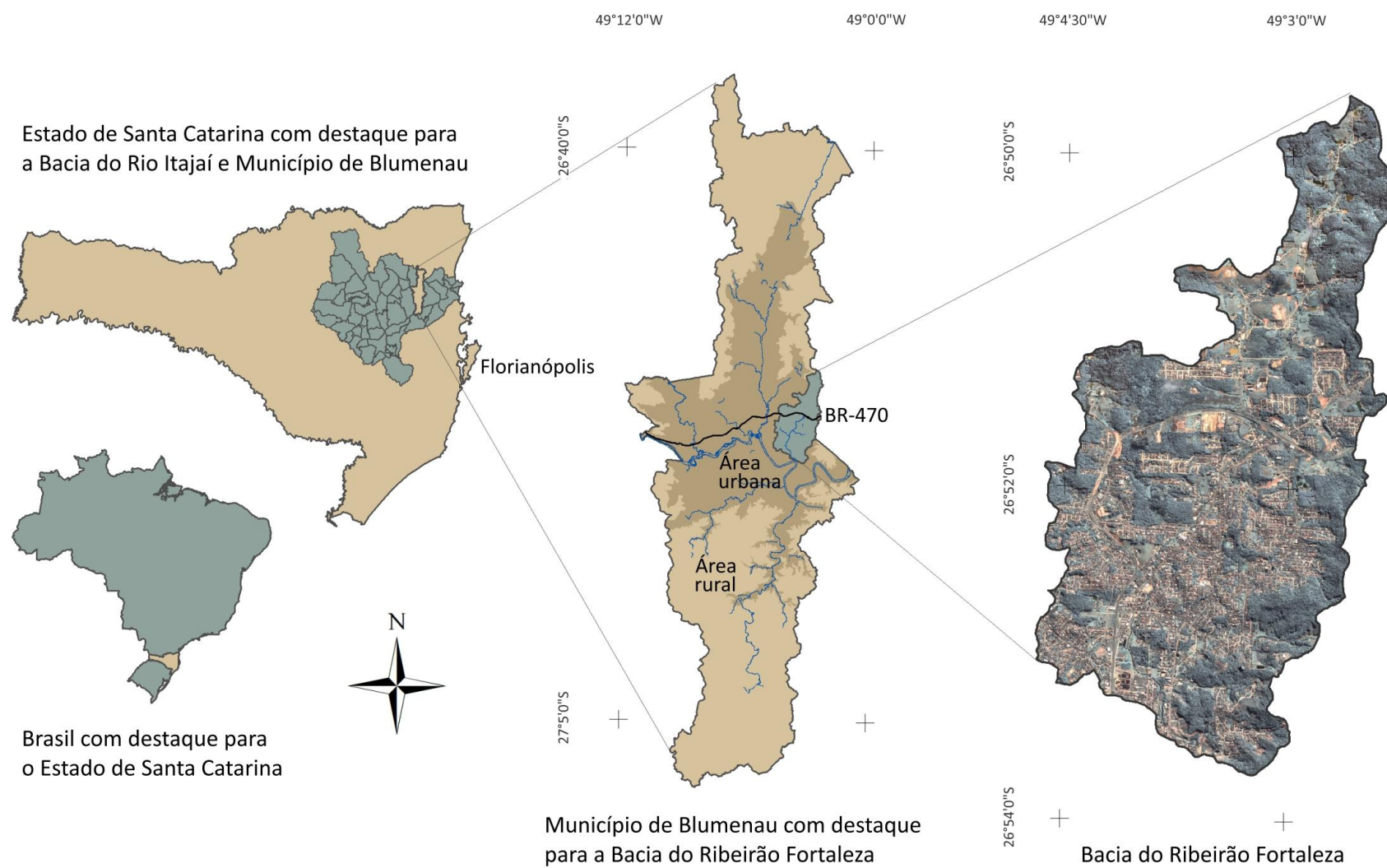
Figura 37: Rodovia BR-470. **Figura 38:** Via expressa Paul Fritz Kuehnrich.



Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

⁶⁹ A Bacia Hidrográfica do Rio Itajaí possui uma área de drenagem de 15.000 km², correspondendo a 16,5% do território catarinense e a 0,6% do território brasileiro. Segundo o Censo do IBGE (2000), a população que ocupa a Bacia é de aproximadamente um milhão de habitantes (18,6% da população do estado), distribuídas em 55 municípios, dos quais 47 têm sua sede dentro da Bacia (FRANK; REFOSCO, 2018).

Figura 39: Localização do recorte de estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados cartográficos disponibilizados pela Secretaria de Desenvolvimento Urbano de Blumenau (2020).

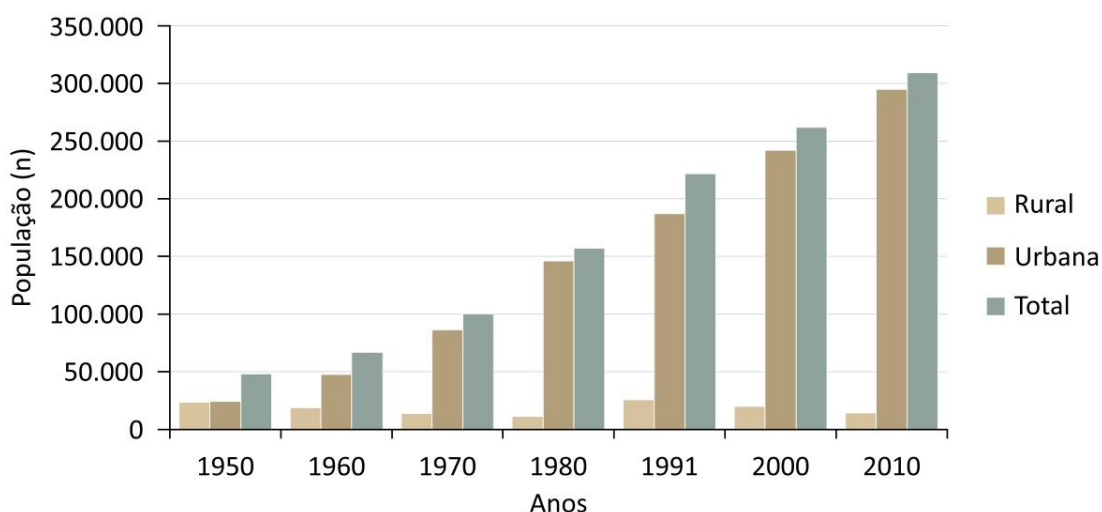
4.2 ASPECTOS SOCIOECONÔMICOS

As principais atividades econômicas de Blumenau são a indústria, o comércio e os serviços. Assim como Joinville, é um dos maiores centros industriais do Estado.

O último Censo realizado pelo IBGE em 2010, apontou uma população total de 309.214 habitantes, posicionando-o como terceiro maior município de Santa Catarina. Da população, 294.968 (95,4%) residem em área urbana e 14.246 (4,6%) em área rural.

O comparativo dos dados temporais do IBGE mostra que a população do município sextuplicou nos últimos sessenta anos, passando de 48.108 habitantes, em 1950, para 309.214 habitantes em 2010 (Figura 40). É possível constatar, ainda, um aumento expressivo da população urbana, conforme mostra a figura a seguir.

Figura 40: Evolução do crescimento populacional de Blumenau/SC.



Fonte: Elaborado pelo autor a partir dos Censos demográficos do IBGE.

Desde a década de 1980, a Bacia do Ribeirão Fortaleza tem ganhado destaque no desenvolvimento da cidade, classificando-se entre as áreas de maior crescimento. Em um período de 37 anos, as áreas urbanizadas da Bacia passaram de 76,96 ha, em 1972, para 639,39 ha em 2009 (RUDOLPHO, 2012).

Estima-se que, em média, 48.000 habitantes ocupam a Bacia, representando 15,29% da população residente de Blumenau (IBGE, 2010). Na porção central e sul predominam usos do solo comerciais e residenciais (Figura 41), e na porção norte destacam-se os usos residenciais, agrícolas e industriais (Figura 42), com padrão econômico de classe média.

Figura 41: Paisagem da porção central e sul da Bacia.



Fonte: Acervo pessoal do autor (2020).

Figura 42: Paisagem da porção norte da Bacia.



Fonte: Acervo pessoal do autor (2020).

4.3 ASPECTOS FÍSICO-NATURAIS

Blumenau é um município com características físico-naturais ambientalmente sensíveis. Possui como principal elemento natural o Rio Itajaí-Açu⁷⁰, que atravessa a cidade no sentido oeste-leste e, periodicamente, causa inundações⁷¹.

Ao passar por Blumenau, o Rio Itajaí-Açu recebe como tributários principais os seguintes ribeirões: Itoupava, Fortaleza e do Testo, na sua margem esquerda; e os ribeirões da Velha e Garcia, na sua margem direita.

O Ribeirão Fortaleza, principal curso de água da Bacia em estudo, percorre uma extensão de cerca de 9,4 km desde as suas nascentes até a sua foz, no Rio Itajaí-Açu (APÊNDICE I: Mapa temático de Hidrografia⁷²).

Apesar de perene⁷³, a vazão do ribeirão encontra-se intensamente afetada, em qualidade e quantidade, devido ao alto índice de urbanização a que sua bacia está submetida (RUDOLPHO; KARNOPP; SANTIAGO, 2018).

Em vários trechos do Ribeirão, a vegetação ripária original já não existe mais,

[...] sendo possível constatar casos de deslizamentos e assoreamento, de construções de muros junto às margens, estrangulando o fluxo regular das águas, bem como casos de edificações residenciais, comerciais e industriais, que não respeitam os mínimos recuos estabelecidos nem pela legislação municipal – mais permissiva –, nem pela legislação federal – mais restritiva (RUDOLPHO; KARNOPP; SANTIAGO, 2018, p. 446).

Estudos desenvolvidos por Rudolpho e Santiago (2012a, 2012b) mostram que cerca de 62,24% das faixas de APPs de cursos de água da Bacia encontram-se edificadas ou não apresentam cobertura florestal, e cerca de 37,76% das faixas de APPs possuem cobertura

⁷⁰ O Rio Itajaí-Açu é o maior curso de água da Bacia do Itajaí, formado pela junção dos rios Itajaí do Oeste e Itajaí do Sul, no município de Rio do Sul. Percorre uma extensão de aproximadamente 188 km até a sua foz, no oceano atlântico, localizada entre as cidades de Itajaí e Navegantes (PINHEIRO, 2018).

⁷¹ A baixa declividade do Rio Itajaí-Açu e dos seus afluentes e o alto índice pluviométrico, associados ao desmatamento, ao assoreamento e à ocupação irregular do solo, fazem com que o município seja vulnerável a enchentes (AUMOND *et al.*, 2009). "A primeira grande cheia registrada [...] remonta ao ano de 1852, dois anos após a fundação da colônia, e, desde então, a cidade já foi inundada 85 vezes. Isso equivale, num período de 160 anos, a uma frequência superior a uma enchente a cada dois anos" (RUDOLPHO, 2012, p. 94).

⁷² Segundo a classificação apresentada por Strahler (1957), que categoriza os cursos de água em ordens distintas, de acordo com o seu fluxo hidrológico, são encontrados na Bacia canais desde a 1ª ordem até a 4ª ordem. Cursos de água sem tributários são considerados de 1ª ordem; cursos de água de 2ª ordem são formados pela confluência de dois cursos de água de 1ª ordem, podendo também ter afluentes de 1ª ordem; cursos de água de 3ª ordem são originados da confluência de dois cursos de água de 2ª ordem, podendo receber afluentes de 2ª e 1ª ordens, e assim sucessivamente (STRAHLER, 1957).

⁷³ "Cursos de água perene são os que possuem escoamento permanente, independente das estações do ano, períodos ou regimes de precipitação" (DURLO; SUTILI, 2005, p. 25).

florestal, devendo ser conservadas. No APÊNDICE J é apresentado o Mapa temático de APPs do recorte, incluindo as APPs de cursos de água, nascentes, lagoas, declividade e topos de morro.

A ocupação irregular das margens dos cursos de água da Bacia força a convivência dos moradores com as enchentes, transformando um fenômeno natural em catástrofe socialmente construída.

Em Blumenau, o período de retorno das enchentes deu origem a Carta de enchente, cujo traçado considerou quatro diferentes níveis de inundação: 10 metros, com período de retorno de 4 anos; 12 metros, com período de retorno de 7 anos; 15,46 metros, com período de 40 anos; e 17 metros, com período de retorno de 180 anos (SCHULT; PINHEIRO, 2003).

Analisando-se as superfícies de inundação do recorte de estudo, observa-se que as áreas mais vulneráveis margeiam o Ribeirão Fortaleza na direção norte, até a porção central do recorte, estendendo-se ao sul, até a sua foz no Rio Itajaí-Açu (APÊNDICE K: Mapa temático de Cheias).

Outro elemento característico da paisagem de Blumenau é a geomorfologia. Inserida na unidade denominada de escudo catarinense, caracteriza-se por encostas íngremes e vales profundos, favorecendo os processos erosivos, principalmente quando desprovidos de vegetação.

No recorte de estudo, são encontradas altitudes topográficas variando entre 5 metros, junto às planícies de inundação do Ribeirão Fortaleza, até 220 metros, junto aos divisores de água na porção leste da Bacia (APÊNDICE L: Mapa temático de Hipsometria).

Quanto à declividade, predominam classes inferiores a 30%. As áreas mais declivosas também se localizam na face leste da Bacia (APÊNDICE M: Mapa temático de Declividade).

Em termos de geologia, são encontrados quatro pacotes de rochas em Blumenau. Três desses pacotes incidem no recorte de estudo, a saber: Complexo Luiz Alves, Grupo Itajaí e Sedimentos Quaternários Recentes (XAVIER, 1996).

O Complexo Luiz Alves, presente em quase toda a extensão da Bacia, é formado principalmente por gnaisses granulíticos, blastomilonitos, quartzitos, anortositos e rochas ultramáficas. Constituem-se em rochas com espesso manto de alteração, predominantemente argilo-arenoso, de baixa porosidade e permeabilidade, e apresentam menores problemas de geotecnia. O Grupo Itajaí, incedente na porção extremo sudeste da

Bacia, é formado por rochas sedimentares, com frequentes falhamentos, pequenos dobramentos e mergulhos acentuados. Constituem-se em solos heterogêneos, podendo variar de siltico-argiloso a arenoso, sendo bastante suscetíveis à erosão e vulneráveis à ocupação. Os Sedimentos Quaternários Recentes, presentes ao longo dos leitos do Rio Itajaí-Açu e do Ribeirão Fortaleza, são formados por materiais arenosos, siltosos, siltoargilosos, matações e, mais raramente, argilosos. Localizam-se em áreas planas altamente urbanizadas e bastante vulneráveis a inundações (XAVIER, 1996).

No que concerne aos elementos climáticos, o município é fortemente influenciado pelo relevo da Bacia do Itajaí. As altas serras, ao oeste e ao sul, protegem a cidade dos ventos frios intensos vindos do sudoeste no inverno e atuam no sentido de elevar a temperatura no verão (SILVA; SEVERO, 2018). Classificado como subtropical úmido para todas as estações do ano, o clima é caracterizado por verões quentes e chuvosos, com umidade relativamente alta, estações bem definidas e invernos secos.

Quanto à vegetação original remanescente, ela integra o Bioma Mata Atlântica e pertence à Floresta Ombrófila Densa. Trata-se de uma cobertura florestal exuberante, complexa e heterogênea, com árvores de porte avantajado.

Devido à intensa pressão antrópica sofrida desde o início do processo de colonização, a maior parte da cobertura florestal que recobre o município apresenta-se como vegetação secundária⁷⁴, em diferentes estágios sucessionais e graus de fragmentação.

Apesar da predominância de vegetação secundária, levantamentos florísticos, desenvolvidos no recorte de estudo por Ghoddosi, Torres e Montebeller (2010), revelaram uma rica diversidade de espécies, comprovando a importância da sua preservação. Foram amostradas 67 espécies nativas pertencentes a 27 famílias (ANEXO A: Levantamento das espécies florestais nativas da Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC), e 22 espécies exóticas pertencentes a 17 famílias (ANEXO B: Levantamento das espécies florestais exóticas da Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC). As espécies encontravam-se em pequenos fragmentos de vegetação secundária nos diferentes estágios de regeneração, composição florística e estrutura fitossociológica. Duas das espécies nativas amostradas pelas autoras

⁷⁴ A vegetação secundária é aquela "[...] que surge após o corte raso da floresta que antes ocorria no local" (SEVEGNANI, 2018, p. 139). Pode ser dividida em três estágios de regeneração: estágio inicial (capoeirinha); estágio médio (capoeira); e estágio avançado (capoeirão) (SHAFFER; PROCHNOW, 2002). As características de cada estágio de regeneração estão definidas em leis federais e estaduais. Para o Estado de Santa Catarina, estas características estão dispostas na Resolução CONAMA nº 4/94, que regulamenta o Decreto nº 750/93.

encontram-se na lista das espécies ameaçadas de extinção (MMA, 2014a): *Ocotea odorifera* (sassafrás) e *Euterpe edulis* (palmitreiro).

Analisando temporalmente a ocupação do solo da Bacia do Ribeirão Fortaleza por meio de técnicas de geoprocessamento e métricas de ecologia da paisagem, Rudolpho (2012) atestou o processo incisivo da ação antrópica na transformação da paisagem estudada, em especial, na cobertura florestal.

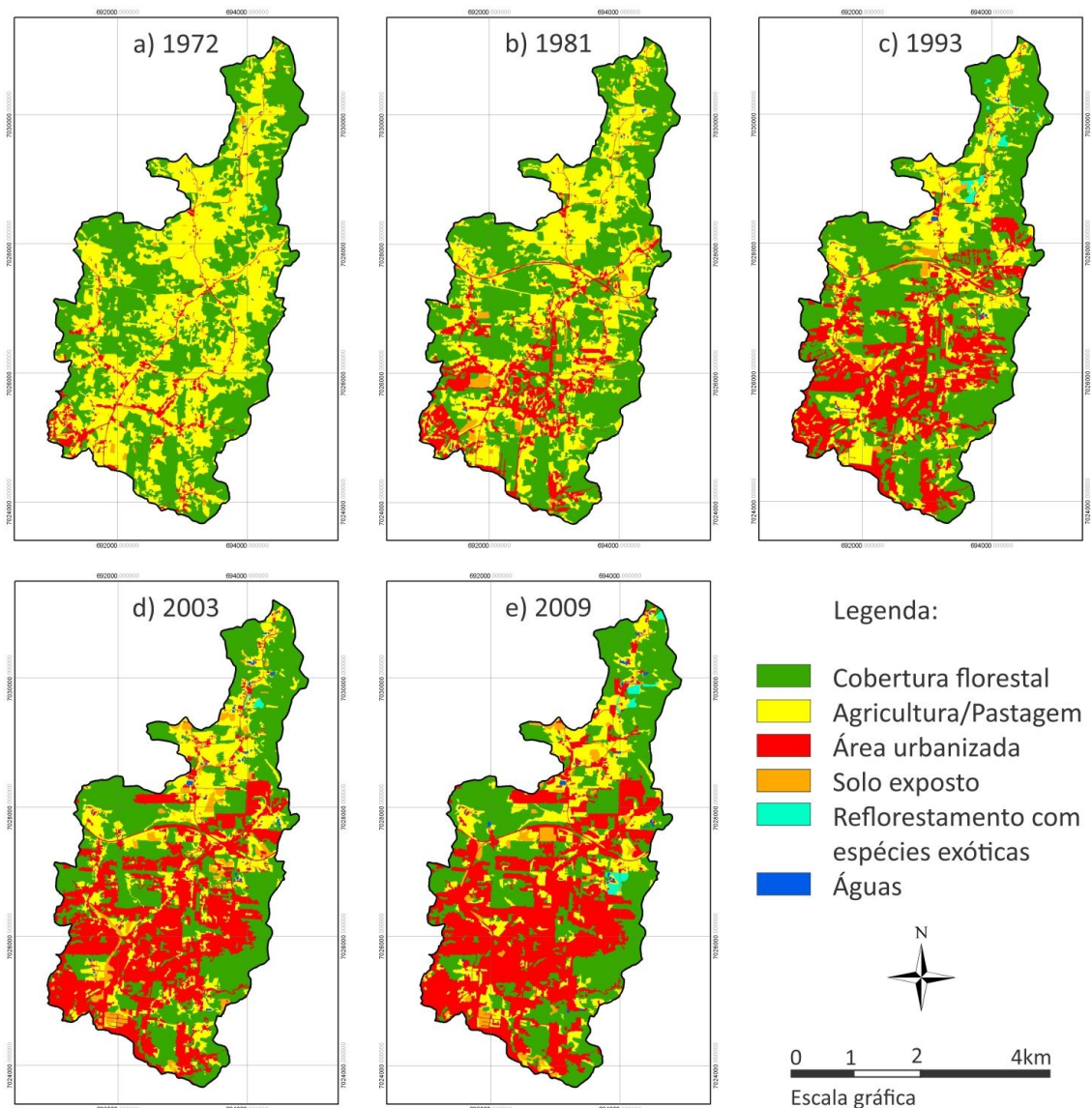
No primeiro registro analisado pelo autor (1972), a cobertura florestal já se encontrava amplamente degradada devido à intensa ocupação por atividades agrícolas desenvolvidas na Bacia até o período (Figuras 43a e 44a). Com a retração da agricultura a partir da década de 1970⁷⁵ a cobertura florestal regenerou-se, alcançando em 1981 a sua maior extensão em área (Figuras 43b e 44a). Contudo, o aumento significativo da urbanização da Bacia, após 1981⁷⁶, provocou forte pressão sobre as manchas remanescentes de cobertura florestal, impedindo a sua contínua regeneração. A partir de então ocorreu uma redução progressiva na área da cobertura florestal (Figura 43b,c,d,e e Figura 44a).

Considerando que a rápida urbanização exige cada vez mais áreas para se desenvolver, a tendência é que a cobertura florestal da Bacia seja paulatinamente eliminada, dando lugar a vias e edificações (RUDOLPHO, 2012).

⁷⁵ Marcada por um contexto socioeconômico cunhado pela industrialização e pelas dificuldades estruturais que atingia os pequenos agricultores em todas as áreas centrais da Bacia do Itajaí (VIBRANS, 2003).

⁷⁶ Impulsionado por ampliações no perímetro urbano e pela implantação de importantes vias de acesso, como a BR-470 e a Via Expressa Paul Fritz Kuenrich (RUDOLPHO, 2012).

Figura 43: Mapas temporais de ocupação do solo da Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC, retratando o intenso processo de fragmentação da cobertura florestal.

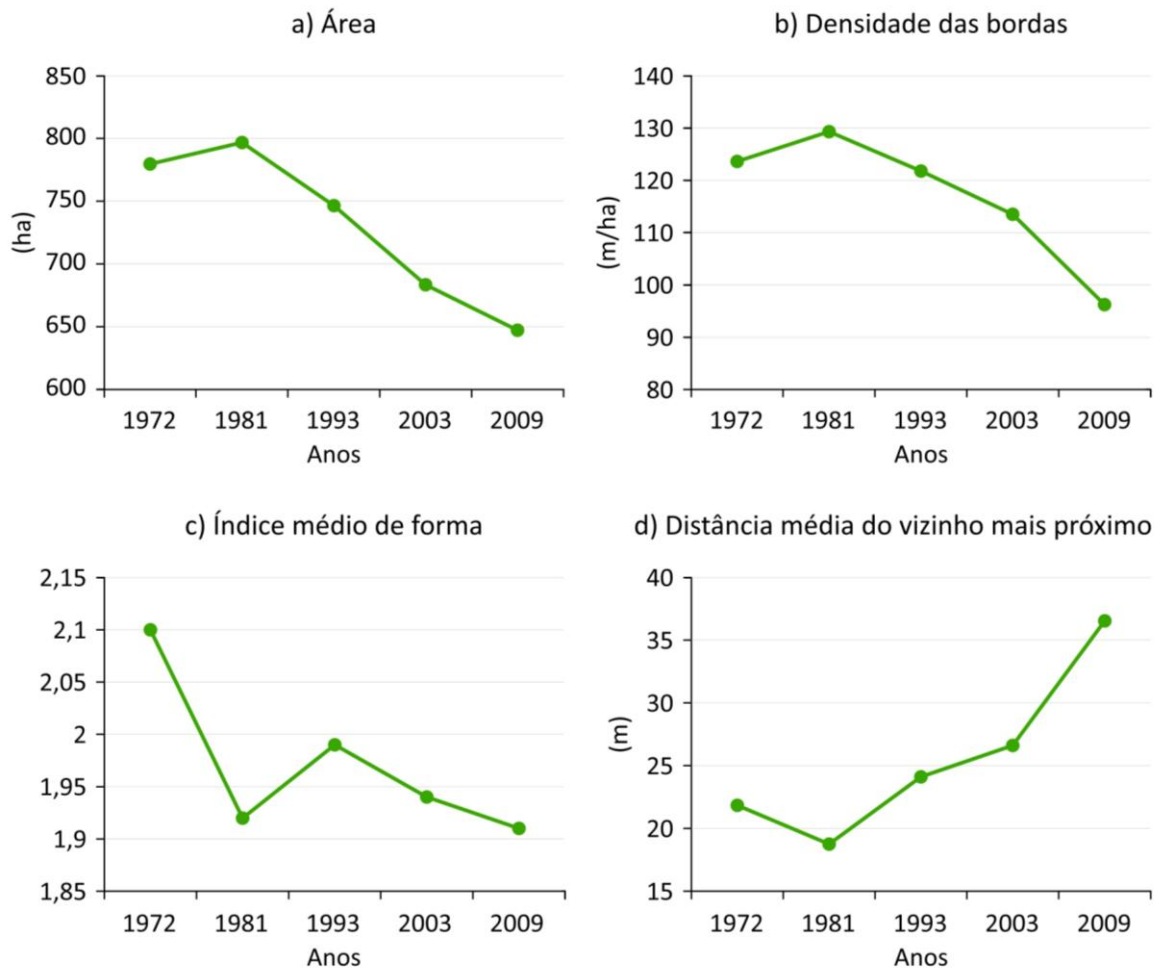


Fonte: Adaptado de Rudolpho (2012).

Apesar de ter sido observada melhora na densidade das bordas das manchas florestais da Bacia após 1981 (Figura 44b) e na forma após 1993 (Figura 44c), a distância média entre elas tem aumentado aceleradamente desde 1981 (Figura 44d). O contraste estrutural entre as manchas de cobertura florestal e as manchas adjacentes – representadas na sua maioria por áreas urbanizadas (vias e edificações) – tem se tornado cada vez maior, intensificando os efeitos de borda. Como resposta às questões observadas, recomenda-se, além da conservação da cobertura florestal existente, a adoção de medidas para minimizar

os efeitos negativos da fragmentação e do isolamento das manchas florestais (RUDOLPHO, 2012).

Figura 44: Métricas de área, densidade das bordas, índice médio de forma e distância média do vizinho mais próximo das manchas de cobertura florestal da Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC.



Fonte: Adaptado de Rudolpho (2012).

Outro importante elemento da paisagem, e que está intimamente relacionado com a vegetação, é a fauna. Nas formações vegetais que ainda resistem à urbanização é possível encontrar uma rica diversidade de espécies (RUDOLPHO, 2012; RUDOLPHO; KARNOPP; SANTIAGO, 2018; IGUATEMI CONSULTORIA E SERVIÇOS DE ENGENHARIA, 2016; PROSUL, 2010; SC ENGENHARIA E GEOTECNOLOGIA, 2014). A diversidade aumenta consideravelmente nas áreas menos antropizadas do recorte. Atividades como caça, agricultura intensiva, extração de madeira e desmatamento para o uso do solo têm contribuído para a fragmentação e a perda dos habitats naturais e, conseqüentemente, para

a extinção das espécies. Segundo as listas oficiais de espécies ameaçadas de extinção (CONSEMA, 2011; MMA, 2014b; IUNC, 2017), diversas espécies de aves, mamíferos, répteis e anfíbios, que habitam a região, encontram-se sob algum tipo de ameaça de extinção.

Quadro 3: Registros de algumas espécies faunísticas com ocorrência na Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC sob algum tipo de ameaça de extinção (CONSEMA, 2011; MMA, 2014b; IUNC, 2017).



(a) *Crypturellus noctivagus* (jaó-do-sul); **(b)** *Hemitriccus kaempferi* (maria-catarinense); **(c)** *Sporophila frontalis* (pixoxó); **(d)** *Amadonastur lacernulatus* (gavião-pombo-pequeno); **(e)** *Allouata guariba* (bugio); **(f)** *Leopardus tigrinus* (gato-do-mato-pequeno); **(g)** *Cuniculus paca* (paca); **(h)** *Chironectes minimus* (gambá-d'água); **(i)** *Clelia plumbea* (muçurana); **(j)** *Ischnocnema manezinho* (rã-das-folhagens); **(k)** *Aplastodiscus ehrhardti* (perereca-verde); **(l)** *Vitreorana uranoscopa* (perereca-de-vidro).

Fonte: Elaborado e editado pelo autor a partir de fotos de (a) Vilde E. Florencio (2018); (b) Miguel Moreto (2015); (c) Demis Bucci (2011); (d) Leonardo Casadei (2016); (e) Renato Augusto Martins (2015); (f) A. Gambarini (s.d.); (g) Tony Camacho (s.d.); (h) Cal Martins (2012); (i) Kenny Ross (2010); (j) Lucas Menegon (s.d.); (k) Nanny Cascaes (s.d.); (l) Victor Fávaro Augusto (s.d.).

4.4 ASPECTOS NORMATIVOS

Ao longo da história de Blumenau, uma série de normas urbanísticas⁷⁷ foram desenvolvidas com o intuito de orientar o desenvolvimento do município segundo um padrão ideal pré-estabelecido. Cada uma dessas normas reflete claramente as ideias e as tendências predominantes da sociedade na época, contribuindo na produção do espaço territorial urbano.

Segundo a Lei Complementar nº 1181/2018, que instituiu a quarta revisão do Plano Diretor, o município encontra-se dividido em quatro macrozonas: a) Macrozona de adensamento urbano, constituída por áreas prioritárias para ocupação e intensificação do uso do solo; b) Macrozona de controle urbanístico, composta por áreas com características especiais que necessitam de controle para a ocupação do solo; c) Macrozona de atenção especial, formada por áreas urbanizadas que apresentam condicionantes físicas e ambientais restritivas à ocupação; e d) Macrozona de relevância ambiental, constituída por áreas, urbanas ou rurais, com características ambientais relevantes, que necessitam de preservação ou de controle para ocupação (BLUMENAU, 2018).

Aproximadamente dois terços do recorte de estudo encontram-se inseridos na Macrozona de adensamento urbano, o que indica a pretensão do Plano Diretor em prover uma maior intensificação do uso e da ocupação do solo da área estudada.

No que tange ao Zoneamento, incidem sobre os lotes públicos e privados do recorte de estudo (APÊNDICE N: Mapa temático de Cadastro de lotes) nove tipos de zonas de uso e ocupação (APÊNDICE O: Mapa temático de Zoneamento municipal vigente), descritas no quadro a seguir.

Quadro 4: Zoneamento incidente no recorte de estudo.

Zonas	Características
Zona Comercial 2 (ZC2)	Espaço territorial com uso predominante para comércio e serviço.
Zona Industrial 1 (ZI1)	Espaço territorial destinado, preferencialmente, para

⁷⁷ Entre elas, destaca-se: a) Os Códigos de Posturas de 1883, 1905 e 1923; b) O Código de Construções de 1939; c) Os Códigos de Posturas de 1948 e 1974; d) O Plano Diretor de 1977; e) A primeira revisão do Plano Diretor em 1989; f) A segunda revisão do Plano Diretor em 1996/1997; g) A terceira revisão do Plano Diretor em 2006; e h) A quarta revisão do Plano Diretor em 2018. A evolução do processo de planejamento territorial de Blumenau pode ser encontrada em Rudolpho (2012).

	instalações industriais, distribuídas por todo território urbano do município.
Zona de Proteção Ambiental (ZPA)	Espaço territorial com declividade superior a 30% (trinta por cento) e inferior a 100% (cem por cento), ou que suas características geológicas, geomorfológicas e ecológicas determinem sua proteção, em conformidade com a indicação do órgão municipal competente.
Zona Residencial 1 (ZR1)	Espaço territorial caracterizado por baixa densidade, com limitação de altura.
Zona Residencial 2 (ZR2)	Espaço territorial com baixa densidade, sem limitação de altura.
Zona Residencial 3 (ZR3)	Espaço territorial de média densidade, sem limitação de altura.
Zona Residencial 4 (ZR4)	Espaço territorial de alta densidade, sem limitação de altura.
Zona Rural de Proteção (ZRP)	Espaço territorial caracterizado por apresentar recursos naturais de interesse ambiental, especialmente de proteção de mananciais e áreas de restrição à ocupação.
Zona Recreacional Urbana (ZRU)	Espaço territorial prioritariamente destinado à criação ou à preservação da cobertura vegetal e à prática de atividades de esporte, cultura e recreação.

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados da Lei Complementar nº 751/2010, que dispõe sobre o Código de Zoneamento, uso e ocupação do solo do município de Blumenau/SC (BLUMENAU, 2010).



5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Sporophila frontalis (pixoxó). Status de ameaça: vulnerável de extinção no mundo (IUNC, 2017), no Brasil (MMA, 2014b) e em Santa Catarina (CONSEMA, 2011). Habita a Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau-SC. Fonte: Adrian Rupp (2016).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 MAPA TEMÁTICO DE COBERTURA DO SOLO

O mapa temático de cobertura do solo revelou que quase a metade do recorte de estudo (40,95%) é ocupado por vegetação arbórea nativa. Contudo, as manchas de vegetação nativa encontram-se intensamente fragmentadas por vias (8,66%) e edificações (8,42%), em crescente processo de expansão.

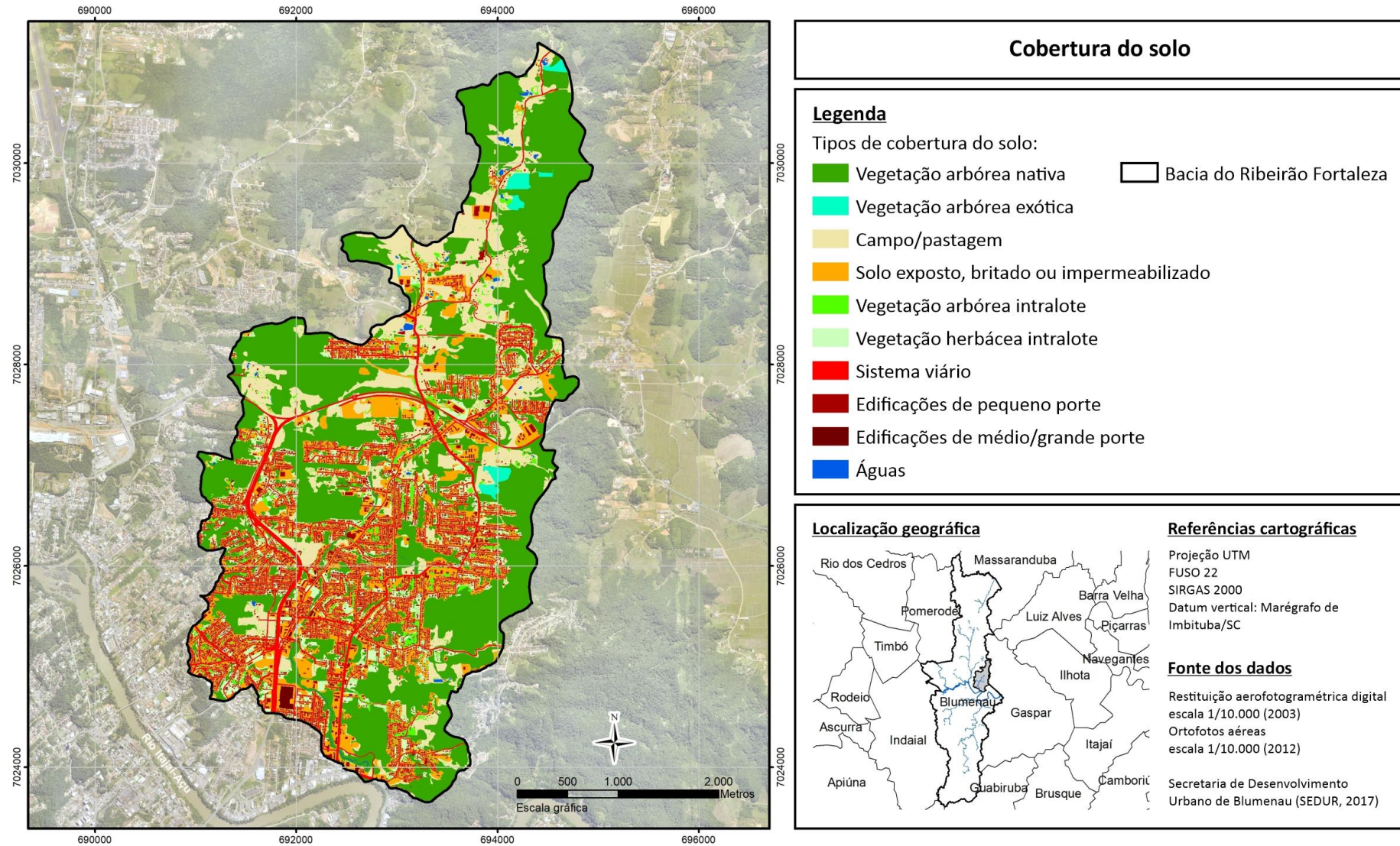
Os resultados do mapeamento dos tipos de cobertura do solo são apresentados na tabela e na figura a seguir.

Tabela 1: Tipos de cobertura do solo, suas áreas e percentuais de área total.

Tipos de cobertura do solo	Área (ha)	% da área total
a) Vegetação arbórea nativa	658,83	40,95%
b) Vegetação arbórea exótica	12,94	0,80%
c) Campo/Pastagem	232,88	14,48%
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado em lotes edificadas ou desocupados	278,56	17,32%
e) Vegetação arbórea intralote	45,39	2,82%
f) Vegetação herbácea intralote	99,64	6,19%
g) Sistema viário	139,36	8,66%
h) Edificações de pequeno porte	131,06	8,15%
i) Edificações de médio/grande porte	4,28	0,27%
j) Águas	5,81	0,36%
Total	1.608,75	100%

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Figura 45: Mapa temático de cobertura do solo.



Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

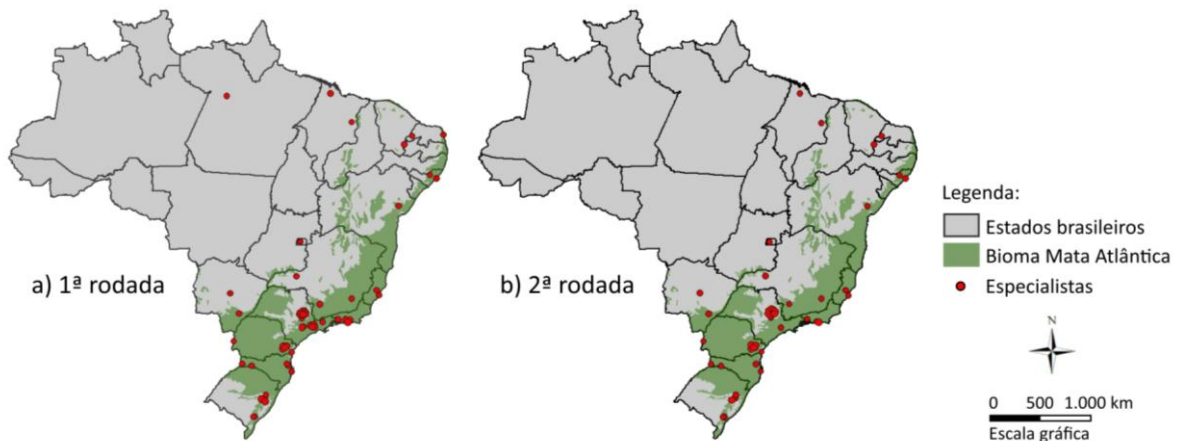
5.2 DEFINIÇÃO DAS SUPERFÍCIES DE RESISTÊNCIA

5.2.1 Perfil dos especialistas consultados

Do total de 70 especialistas que foram convidados a participar da pesquisa, 47 responderam ao questionário da 1ª rodada, e, destes, 36 ao questionário da 2ª rodada. Os especialistas estão localizados em diferentes regiões geográficas brasileiras (Figura 46).

Quanto à área de formação e titulação, todos possuem formação em Biologia e a maioria possui doutorado em Ciências ambientais ou relacionadas. O tempo médio de experiência na área de ornitologia variou entre 10 e 40 anos, sendo que um maior número de especialistas tem entre 10 e 20 anos de experiência na área (Tabela 2).

Figura 46: Localização geográfica dos especialistas consultados nas duas rodadas de questionário.



Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Tabela 2: Perfil dos especialistas consultados nas duas rodadas de questionário.

Perfil dos especialistas		1ª rodada		2ª rodada	
		n	%	n	%
Formação	Biologia	47	67.14	36	100.00
	Ecologia	-	-	-	-
Titulação (máxima)	Especialização	-	-	-	-
	Mestrado	6	12.77	4	11.11
	Doutorado	41	87.23	32	88.89
Tempo de experiência na área de ornitologia	10-20	29	61.70	25	69.44
	20-30	13	27.66	9	25.00
	30-40 anos	5	10.64	2	5.56

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

5.2.2 Estatísticas descritivas dos valores de resistência atribuídos pelos especialistas aos tipos de cobertura do solo e espécies

Analisando-se estatisticamente os valores de resistência atribuídos pelos especialistas aos tipos de cobertura do solo e às espécies nas duas rodadas de questionário, constatou-se que: os menores valores de resistência foram atribuídos aos tipos de cobertura do solo estruturalmente mais semelhantes aos habitats naturais das espécies, como vegetação arbórea nativa e vegetação arbórea exótica; e os maiores valores de resistência foram atribuídos aos tipos de cobertura do solo estruturalmente mais diferentes, como edificações de pequeno, médio e grande porte, solo exposto, britado ou impermeabilizado em lotes edificados ou desocupados, vegetação herbácea intralote, e sistema viário (Tabela 3).

Todos os tipos de cobertura do solo apresentaram Coeficiente de Variação (CV)⁷⁸ menor ao final do questionário da 2ª rodada (Tabela 3), o que indica que os especialistas caminharam em direção ao consenso.

Considerando o critério definido por Martins e Theóphilo (2009), que classifica o CV em: a) baixa dispersão, quando $CV < 15\%$; b) média dispersão, quando $CV > 15$ e $< 30\%$; e c) alta dispersão, quando $CV >$ ou igual a 30% , pode-se verificar que, ao final da 2ª rodada de questionário, os valores de resistência atribuídos pelos respondentes apresentaram baixa e média dispersão para quase todos os tipos de cobertura do solo e espécies (Tabela 3).

Apenas cinco tipos de cobertura do solo para duas espécies apresentaram valores de resistência com alta dispersão: vegetação arbórea exótica (30.97%) para a espécie *Crypturellus noctivagus*; e vegetação arbórea nativa (58.97%), vegetação arbórea exótica (36.40%), campo/pastagem (34.27%) e águas (34.05%) para a espécie *Sporophila frontalis*.

Para alguns especialistas que desejaram justificar as suas respostas, a resistência que a vegetação arbórea exótica impõe para o movimento da espécie *Crypturellus noctivagus* pode depender – além do tipo de sub-bosque, informado no questionário –, do tipo de manejo e da densidade do sub-bosque, conforme exemplificado nos comentários a seguir: "Áreas com sub-bosque mais manejado possuem uma resistência maior"; "A

⁷⁸ O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

qualidade do habitat para a espécie pode variar em função do manejo do sub-bosque"; "Depende da densidade do sub-bosque".

Já a alta variabilidade nos valores de resistência dos tipos de cobertura do solo, ou seja, vegetação arbórea nativa, vegetação arbórea exótica e campo/pastagem para a espécie *Sporophila frontalis*, pode estar associada a fatores como a presença ou a ausência de taquarais/bambuzais nesses tipos de cobertura do solo, pois, segundo alguns especialistas, "esta espécie é bastante especializada [...]" e "[...] precisa de taquarais para sobreviver". Contudo, a maior parte dos respondentes que justificaram as suas respostas acredita que esses tipos de cobertura do solo não representam uma barreira absoluta para a espécie, pois ela "[...] possui uma boa capacidade de voo, facilitando assim o seu deslocamento entre os diferentes tipos de cobertura do solo".

Já a alta dispersão encontrada nos valores de resistência para a classe águas pode estar relacionada ao agrupamento dos diferentes tipos de corpos de água (e.g. lagoas e cursos de água) em uma única classe. Para um especialista, "a resposta das aves florestais a rios e riachos dentro das manchas de vegetação arbórea nativa pode ser diferente daquela relacionada a lagoas em áreas abertas, por exemplo". Contudo, optou-se pelo agrupamento dos corpos de água, pois esses ocupam um percentual de área muito baixo na paisagem estudada (apenas 0,36%).

Apesar disso, a mediana dos tipos de cobertura do solo que apresentaram alta dispersão mantiveram-se as mesmas nas duas rodadas (Tabela 3), o que indica pouca variabilidade da opinião especializada.

Na próxima seção é avaliada, com maior profundidade, a estabilidade, a convergência e a divergência dos valores de resistência atribuídos pelos especialistas para cada um dos tipos de cobertura do solo e espécies.

Tabela 3: Estatísticas descritivas dos valores de resistência atribuídos pelos especialistas aos tipos de cobertura do solo para *Crypturellus noctivagus*, *Hemitriccus kaempferi* e *Sporophila frontalis* na 1ª e 2ª rodada de questionário.

Espécies/Tipos de cobertura do solo	Número de respostas		Média		Mediana		Desvio padrão		Coeficiente de variação (%)		Valor mínimo		Valor máximo	
	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª
<i>Crypturellus noctivagus</i>														
a) Vegetação arbórea nativa	47	36	1.38	1.08	1.00	1.00	0.99	0.28	71.60	25.87	1.00	1.00	5.00	2.00
b) Vegetação arbórea exótica	47	36	5.36	5.08	5.00	5.00	2.37	1.57	44.24	30.97	1.00	1.00	10.00	8.00
c) Campo/pastagem	47	36	8.40	8.50	9.00	9.00	1.75	1.42	20.86	16.76	4.00	5.00	10.00	10.00
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado	47	36	9.95	9.97	10.00	10.00	0.20	0.16	2.05	1.67	9.00	9.00	10.00	10.00
e) Vegetação arbórea intralote	47	35	9.36	9.71	10.00	10.00	1.07	0.57	11.45	5.89	5.00	8.00	10.00	10.00
f) Vegetação herbácea intralote	47	35	9.61	9.71	10.00	10.00	0.70	0.57	7.37	5.89	7.00	8.00	10.00	10.00
g) Sistema viário	46	35	9.32	9.40	10.00	10.00	1.15	1.09	12.39	11.60	5.00	5.00	10.00	10.00
h) Edificações de pequeno porte	47	36	9.87	9.97	10.00	10.00	0.74	0.16	7.50	0.00	5.00	10.00	10.00	10.00
i) Edificações de médio/grande porte	47	36	10.00	10.00	10.00	10.00	0.00	0.00	0.00	0.00	10.00	10.00	10.00	10.00
j) Águas	45	35	8.71	8.68	9.00	9.00	1.80	1.43	20.71	16.47	2.00	5.00	10.00	10.00
<i>Hemitriccus kaempferi</i>														
a) Vegetação arbórea nativa	43	34	1.18	1.05	1.00	1.00	0.66	0.23	55.98	22.56	1.00	1.00	4.00	2.00
b) Vegetação arbórea exótica	42	33	4.61	4.15	4.00	4.00	2.39	0.97	51.93	23.42	1.00	3.00	10.00	6.00
c) Campo/pastagem	41	33	8.75	8.84	9.00	9.00	1.63	1.14	18.73	12.98	4.00	4.00	10.00	10.00
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado	42	33	9.90	9.84	10.00	10.00	0.43	0.36	4.35	3.70	8.00	9.00	10.00	10.00
e) Vegetação arbórea intralote	42	33	8.85	8.78	9.00	9.00	1.35	1.11	15.28	12.65	5.00	5.00	10.00	10.00

f) Vegetação herbácea intralote	42	33	9.85	9.87	10.00	10.00	0.41	0.33	4.23	3.36	8.00	9.00	10.00	10.00
g) Sistema viário	42	33	8.88	9.15	10.00	10.00	1.90	1.30	21.42	14.23	1.00	5.00	10.00	10.00
h) Edificações de pequeno porte	42	33	9.95	9.96	10.00	10.00	0.21	0.17	2.17	1.75	9.00	9.00	10.00	10.00
i) Edificações de médio/grande porte	41	33	10.00	10.00	10.00	10.00	0.00	0.00	0.00	0.00	10.00	10.00	10.00	10.00
j) Águas	40	33	7.70	7.87	9.00	8.00	2.46	1.76	31.97	22.38	1.00	3.00	10.00	10.00
<i>Sporophila frontalis</i>														
a) Vegetação arbórea nativa	46	35	1.91	1.25	1.00	1.00	1.96	0.74	102.69	58.97	1.00	1.00	9.00	5.00
b) Vegetação arbórea exótica	46	35	4.08	3.48	3.00	3.00	2.68	1.26	65.62	36.40	1.00	1.00	10.00	8.00
c) Campo/pastagem	46	35	5.76	5.54	5.00	5.00	3.12	1.89	54.18	34.27	1.00	3.00	10.00	10.00
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado	46	35	8.82	8.94	10.00	10.00	2.11	1.62	23.92	18.18	1.00	3.00	10.00	10.00
e) Vegetação arbórea intralote	46	35	7.58	7.65	8.50	8.00	2.55	1.71	33.64	22.38	1.00	2.00	10.00	10.00
f) Vegetação herbácea intralote	46	35	8.23	8.51	9.00	9.00	2.19	1.50	26.61	17.65	1.00	3.00	10.00	10.00
g) Sistema viário	46	35	7.54	7.80	9.00	8.00	2.88	2.06	38.19	26.53	1.00	1.00	10.00	10.00
h) Edificações de pequeno porte	46	35	9.15	9.31	10.00	10.00	1.76	1.30	19.27	13.97	1.00	3.00	10.00	10.00
i) Edificações de médio/grande porte	46	35	9.41	9.51	10.00	10.00	1.55	1.03	16.55	10.93	1.00	5.00	10.00	10.00
j) Águas	45	35	5.31	5.14	5.00	5.00	3.11	1.75	58.70	34.05	1.00	2.00	10.00	10.00

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

5.2.3 Estabilidade, convergência e divergência dos valores de resistência

Avaliadas a estabilidade, a convergência e a divergência dos valores de resistência atribuídos pelos especialistas para cada um dos tipos de cobertura do solo e espécies, foi possível constatar que, entre a 1ª e a 2ª rodada de questionário, a maior parte das respostas mantiveram-se as mesmas (Tabela 4), o que mostra que os especialistas estavam bastante convictos em relação aos valores de resistência atribuídos aos tipos de cobertura do solo e espécies.

Entre os especialistas que mudaram as suas respostas, a maioria optou por convergir ao invés de divergir da mediana do grupo da rodada anterior (Tabela 4).

A fim de verificar se os valores de resistência atribuídos pelo grupo de especialistas para cada tipo de cobertura do solo e espécie seguem uma distribuição normal, foi realizado um teste de normalidade de *Shapiro-Wilk* no software *Past*, cujo resultado é apresentado na seção a seguir.

5.2.4 Teste de normalidade de *Shapiro-Wilk*

Os resultados do teste de normalidade mostram que todos os tipos de cobertura do solo e espécies apresentam valor $P < 0,05$, o que significa que os valores de resistência atribuídos não seguem uma distribuição normal (Tabela 5). Por esse motivo, utilizou-se a mediana da opinião coletiva da 2ª rodada de questionário como valor de resistência final (Tabela 6) para a elaboração dos Mapas de Superfícies de resistência (Figura 47).

Tabela 4: Estabilidade, convergência e divergência dos valores de resistência atribuídos pelos especialistas aos tipos de cobertura do solo para *Crypturellus noctivagus*, *Hemitriccus kaempferi* e *Sporophila frontalis* entre as duas rodadas de questionário.

Espécies/Tipos de cobertura do solo	Estabilidade		Convergência	Divergência
	% de mesmas respostas entre as rodadas	% de respostas diferentes, mas com o mesmo distanciamento da mediana do grupo da rodada anterior	% de respostas se aproximando da mediana do grupo da rodada anterior	% de respostas se distanciando da mediana do grupo da rodada anterior
<i>Crypturellus noctivagus</i>				
a) Vegetação arbórea nativa	80.56	0.00	16.67	2.78
b) Vegetação arbórea exótica	33.33	0.00	63.89	2.78
c) Campo/pastagem	41.67	0.00	41.67	16.67
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado	97.22	0.00	2.78	0.00
e) Vegetação arbórea intralote	77.14	0.00	20.00	2.86
f) Vegetação herbácea intralote	85.71	0.00	11.43	2.86
g) Sistema viário	67.65	0.00	14.71	17.65
h) Edificações de pequeno porte	94.44	0.00	5.56	0.00
i) Edificações de médio/grande porte	100.00	0.00	0.00	0.00
j) Águas	50.00	8.82	32.35	8.82
<i>Hemitriccus kaempferi</i>				
a) Vegetação arbórea nativa	90.91	0.00	6.06	3.03
b) Vegetação arbórea exótica	37.50	3.13	53.13	6.25
c) Campo/pastagem	48.39	3.23	45.16	3.23
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado	84.38	0.00	3.13	12.50

e) Vegetação arbórea intralote	59.38	0.00	34.38	6.25
f) Vegetação herbácea intralote	90.63	0.00	3.13	6.25
g) Sistema viário	75.00	0.00	12.50	12.50
h) Edificações de pequeno porte	96.88	0.00	3.13	0.00
i) Edificações de médio/grande porte	100.00	0.00	0.00	0.00
j) Águas	43.33	6.67	40.00	10.00
<i>Sporophila frontalis</i>				
a) Vegetação arbórea nativa	80.00	0.00	17.14	2.86
b) Vegetação arbórea exótica	37.14	11.43	48.57	2.86
c) Campo/pastagem	28.57	0.00	60.00	11.43
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado	65.71	0.00	20.00	14.29
e) Vegetação arbórea intralote	34.29	5.71	54.29	5.71
f) Vegetação herbácea intralote	42.86	2.86	42.86	11.43
g) Sistema viário	37.14	2.86	42.86	17.14
h) Edificações de pequeno porte	77.14	0.00	14.29	8.57
i) Edificações de médio/grande porte	77.14	0.00	14.29	8.57
j) Águas	14.71	0.00	82.35	2.94

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Tabela 5: Teste de normalidade de *Shapiro-Wilk* dos valores de resistência atribuídos pelos especialistas aos tipos de cobertura do solo para *Crypturellus noctivagus*, *Hemitriccus kaempferi* e *Sporophila frontalis* na 1ª e 2ª rodada de questionário. I - W: Estatística do teste de *Shapiro-Wilk*. II - P: Valor-P do teste de *Shapiro-Wilk*. Se $P < 0,05$, então distribuição não Normal. III - (*) Nestes casos, não foi possível realizar o teste devido a ocorrência de séries de valores constante, ou seja, desvio padrão igual a zero.

Espécies/Tipos de cobertura do solo	<i>Shapiro-Wilk</i> (W)		P		Normal?	
	1ª rodada	2ª rodada	1ª rodada	2ª rodada	1ª rodada	2ª rodada
<i>Crypturellus noctivagus</i>						
a) Vegetação arbórea nativa	0.44	0.31	0.00	0.00	Não	Não
b) Vegetação arbórea exótica	0.93	0.93	0.01	0.03	Não	Não
c) Campo/pastagem	0.82	0.81	0.00	0.00	Não	Não
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado	0.20	0.15	0.00	0.00	Não	Não
e) Vegetação arbórea intralote	0.65	0.55	0.00	0.00	Não	Não
f) Vegetação herbácea intralote	0.60	0.55	0.00	0.00	Não	Não
g) Sistema viário	0.64	0.61	0.00	0.00	Não	Não
h) Edificações de pequeno porte	0.16	(*)	0.00	(*)	Não	(*)
i) Edificações de médio/grande porte	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)
j) Águas	0.74	0.78	0.00	0.00	Não	Não
<i>Hemitriccus kaempferi</i>						
a) Vegetação arbórea nativa	0.30	0.25	0.00	0.00	Não	Não
b) Vegetação arbórea exótica	0.89	0.84	0.00	0.00	Não	Não
c) Campo/pastagem	0.75	0.72	0.00	0.00	Não	Não
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado	0.22	0.43	0.00	0.00	Não	Não
e) Vegetação arbórea intralote	0.81	0.76	0.00	0.00	Não	Não

f) Vegetação herbácea intralote	0.38	0.38	0.00	0.00	Não	Não
g) Sistema viário	0.65	0.70	0.00	0.00	Não	Não
h) Edificações de pequeno porte	0.22	0.16	0.00	0.00	Não	Não
i) Edificações de médio/grande porte	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)
j) Águas	0.85	0.84	0.00	0.00	Não	Não
<i>Sporophila frontalis</i>						
a) Vegetação arbórea nativa	0.53	0.38	0.00	0.00	Não	Não
b) Vegetação arbórea exótica	0.87	0.86	0.00	0.00	Não	Não
c) Campo/pastagem	0.89	0.92	0.00	0.01	Não	Não
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado	0.62	0.70	0.00	0.00	Não	Não
e) Vegetação arbórea intralote	0.85	0.90	0.00	0.00	Não	Não
f) Vegetação herbácea intralote	0.79	0.83	0.00	0.00	Não	Não
g) Sistema viário	0.80	0.87	0.00	0.00	Não	Não
h) Edificações de pequeno porte	0.55	0.43	0.00	0.00	Não	Não
i) Edificações de médio/grande porte	0.43	0.53	0.00	0.00	Não	Não
j) Águas	0.89	0.86	0.00	0.00	Não	Não

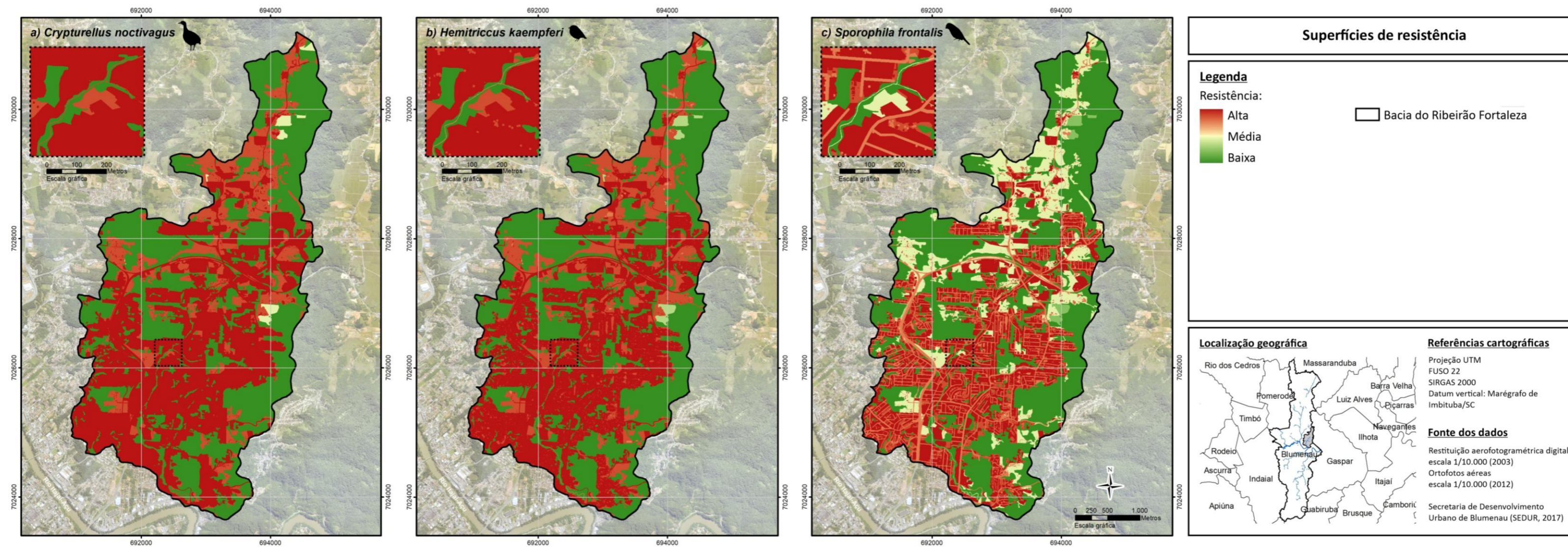
Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Tabela 6: Valores de resistência finais atribuídos aos tipos de cobertura de solo para cada espécie de ave do recorte de estudo.

Tipos de cobertura do solo	Espécies		
	<i>Crypturellus noctivagus</i>	<i>Hemitriccus kaempferi</i>	<i>Sporophila frontalis</i>
a) Vegetação arbórea nativa	1.00	1.00	1.00
b) Vegetação arbórea exótica	5.00	4.00	3.00
c) Campo/Pastagem	9.00	9.00	5.00
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado	10.00	10.00	10.00
e) Vegetação arbórea intralote	10.00	9.00	8.00
f) Vegetação herbácea intralote	10.00	10.00	9.00
g) Sistema viário	10.00	10.00	8.00
h) Edificações de pequeno porte	10.00	10.00	10.00
i) Edificações de médio/grande porte	10.00	10.00	10.00
j) Águas	9.00	8.00	5.00

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Figura 47: Superfícies de resistência à movimentação das três espécies de aves no recorte de estudo.



Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

5.3 MODELAGEM DOS CAMINHOS DE MENOR CUSTO

5.3.1 Concordância espacial dos caminhos simulados entre espécies

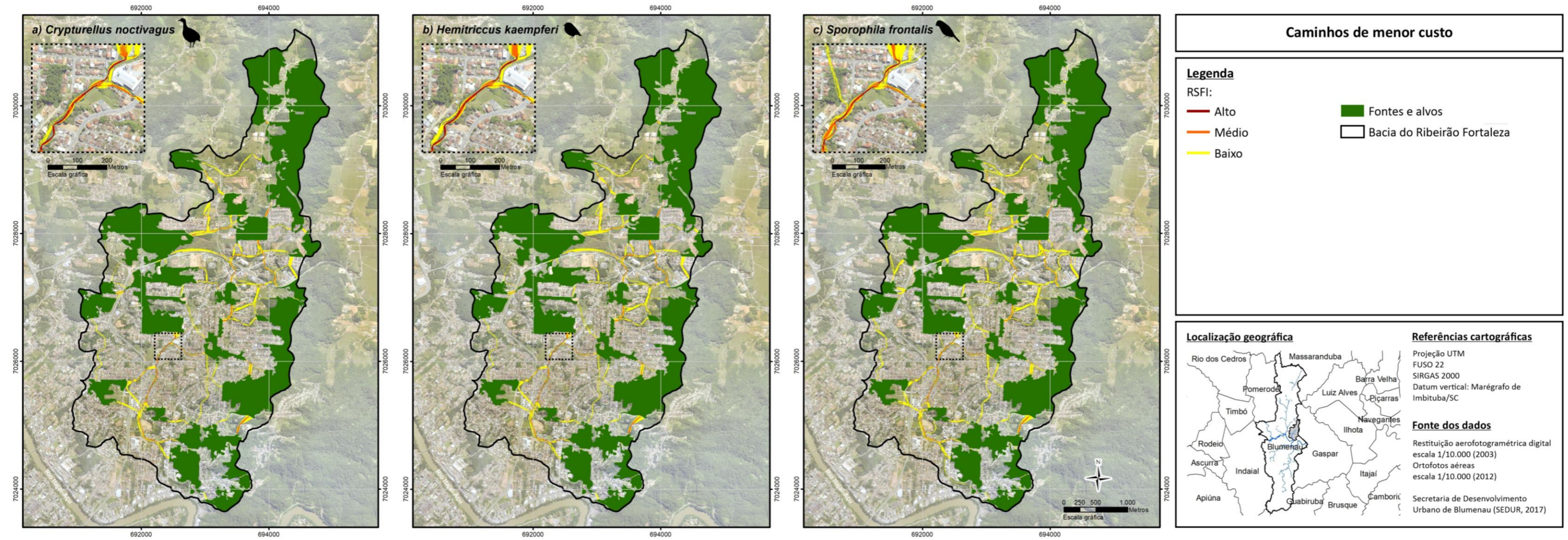
Espacialmente, os caminhos simulados para as três espécies de aves florestais estão bastante próximos entre si, visto que foi encontrada uma alta frequência de *pixels* para distâncias menores – que indica alto grau de concordância espacial (Tabela 7). Esse resultado era esperado, pois os elementos da paisagem urbana são, em geral, muito resistentes ao movimento das espécies (como as de habitat florestal, utilizadas como modelo no trabalho) e apenas algumas áreas acabam funcionando como corredores. Segundo Pena (2017), alto grau de concordância espacial entre os caminhos de espécies com mesmo tipo de habitat pode ser um indicativo de eficiência na identificação de áreas mais permeáveis da paisagem.

Tabela 7: Concordância espacial entre caminhos simulados para as três espécies de aves florestais.

Espécies	Distância entre caminhos (m)	Frequência de <i>pixels</i>	%
<i>Crypturellus noctivagus</i> X <i>Hemitriccus kaempferi</i>	0-5	558890	97.63
	5-10	7324	1.28
	10-15	1876	0.33
	15-20	888	0.16
	20-25	452	0.08
	25-30	391	0.07
	30-1260	2650	0.46
<i>Hemitriccus kaempferi</i> X <i>Sporophila frontalis</i>	0-5	483866	85.93
	5-10	19270	3.42
	10-15	8893	1.58
	15-20	5497	0.98
	20-25	4109	0.73
	25-30	2840	0.50
	30-20825	38633	6.86
<i>Sporophila frontalis</i> X <i>Crypturellus noctivagus</i>	0-5	474110	83.37
	5-10	18559	3.26
	10-15	10211	1.80
	15-20	6833	1.20
	20-25	4856	0.85
	25-30	3627	0.64
	30-11365	50519	8.88

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Figura 48: Simulação dos caminhos de menor custo à movimentação das três espécies de aves no recorte de estudo.



Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020)

Conforme pode ser observado na Tabela 7 e na Figura 48, os caminhos das espécies *Crypturellus noctivagus* e *Hemitriccus kaempferi* estão mais próximos entre si do que os da espécie *Sporophila frontalis*. Isso está relacionado aos valores de resistência mais baixos atribuídos pelos especialistas aos tipos de cobertura do solo para *Sporophila frontalis* (Tabela 6), gerando uma menor sobreposição (ou maior possibilidade) de caminhos para ela. Segundo os respondentes, a espécie *Sporophila frontalis* "[...] possui um maior poder de voo" e é "[...] menos influenciada pela estrutura da paisagem" quando comparada com as demais.

Analisando-se comparativamente os mapas de Superfícies de resistência (Figura 47) e de Simulações de caminhos de menor custo (Figura 48), é possível observar que na área mais urbanizada da Bacia (porção central e sul), onde concentram-se em maiores quantidades os tipos de cobertura do solo com maior resistência ao movimento das três espécies, os caminhos são mais congruentes entre si do que na área menos urbanizada (porção norte da Bacia), onde localizam-se predominantemente os tipos de cobertura do solo com menor resistência.

5.3.2 Frequência em que cada tipo de cobertura do solo e demais classes temáticas do recorte de estudo são cruzados pelos caminhos de menor custo das espécies

A fim de caracterizar os caminhos de menor custo das três espécies de aves florestais, apresenta-se, nesta seção, os resultados do seu cruzamento com os mapas temáticos do recorte de estudo, como: Cobertura do solo; Áreas de Preservação Permanente (APPs); Declividade; Cheias; Cadastro de lotes públicos e privados; e Zoneamento Municipal vigente.

Os cruzamentos permitiram identificar quantos *pixels* de cada uma das classes dos mapas temáticos foram selecionados com alto, médio e baixo RSFI. *Pixels* com os mais altos valores de RSFI representam áreas mais permeáveis e, portanto, de maior importância para a conectividade funcional da paisagem para as espécies de aves.⁷⁹

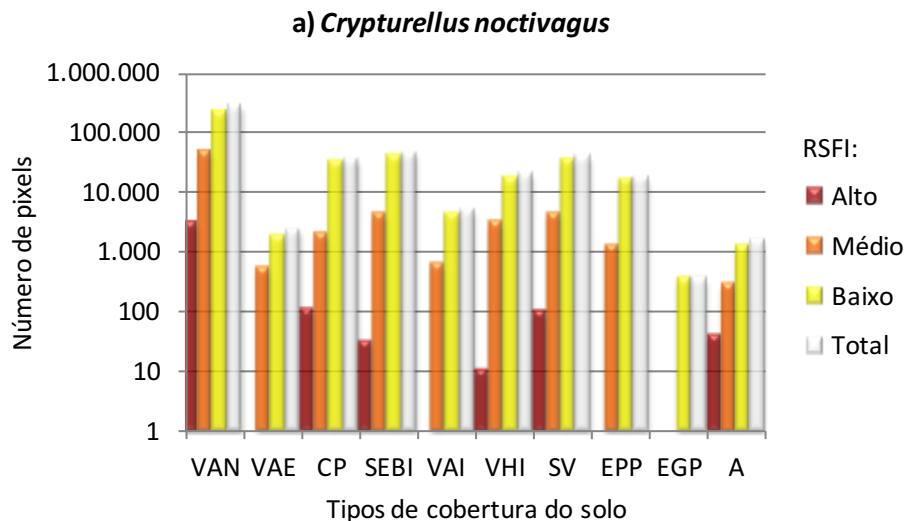
⁷⁹ Embora sejam apresentados nos histogramas das páginas a seguir informações quantitativas dos cruzamentos dos caminhos de menor custo das três espécies com todas as classes temáticas do recorte de estudo, foram interpretadas – considerando o grande volume de dados obtidos – somente as classes que se mostraram mais relevantes para o estudo. As tabelas com os valores dos cruzamentos são apresentadas nos APÊNDICES P, Q, R, S, T, U e V.

a) Cobertura do solo

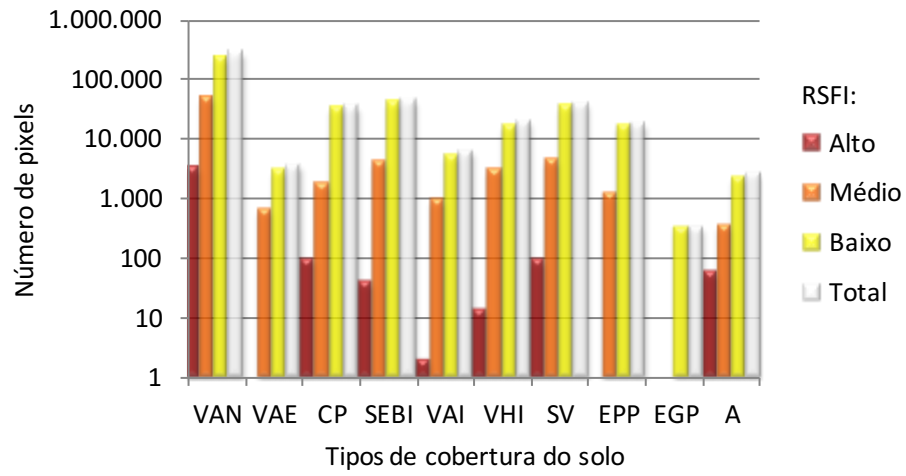
A vegetação arbórea nativa foi o tipo de cobertura do solo mais selecionado pelos caminhos, apresentando os mais altos valores de RSFI para todas as espécies (Figura 49 a, b, c). Portanto, esse tipo de cobertura do solo é o que mais contribui para a movimentação das três espécies de aves na paisagem estudada. Na Figura 50, é possível observar os espaços com vegetação arbórea nativa perpassados pelos caminhos e identificar pequenas manchas de vegetação que funcionam como trampolins ecológicos, facilitando os fluxos e movimento das espécies entre as manchas de habitat.

Já as edificações de médio e grande porte foram os tipos de cobertura do solo menos explorados nas simulações (Figura 49), constituindo-se em barreiras para a movimentação das três espécies. Segundo os especialistas que desejaram justificar as suas respostas nas rodadas de questionário, as edificações representam "[...] grandes obstáculos para o deslocamento das aves", e "as colisões com edifícios, especialmente aqueles com vidros refletivos que espelham o céu e a vegetação do entorno, constituem uma grande ameaça". No detalhe da Figura 48, é possível observar os caminhos de menor custo das três espécies de aves evitando uma edificação de grande porte do recorte.

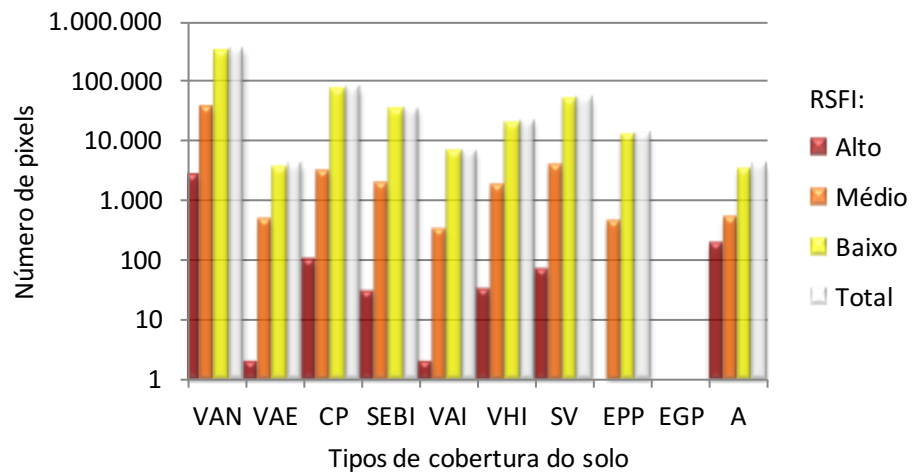
Figura 49: Histogramas do cruzamento dos caminhos de menor custo das três espécies de aves com o mapa temático de cobertura do solo do recorte de estudo. Tipos de cobertura do solo: VAN - Vegetação arbórea nativa; VAE - Vegetação arbórea exótica; CP - Campo/Pastagem; SEBI - Solo exposto, britado ou impermeabilizado; VAI - Vegetação arbórea intralote; VHI - Vegetação herbácea intralote; SV - Sistema viário; EPP - Edificações de pequeno porte; EGP - Edificações de médio/grande porte; A - Águas.



b) *Hemitriccus kaempferi*

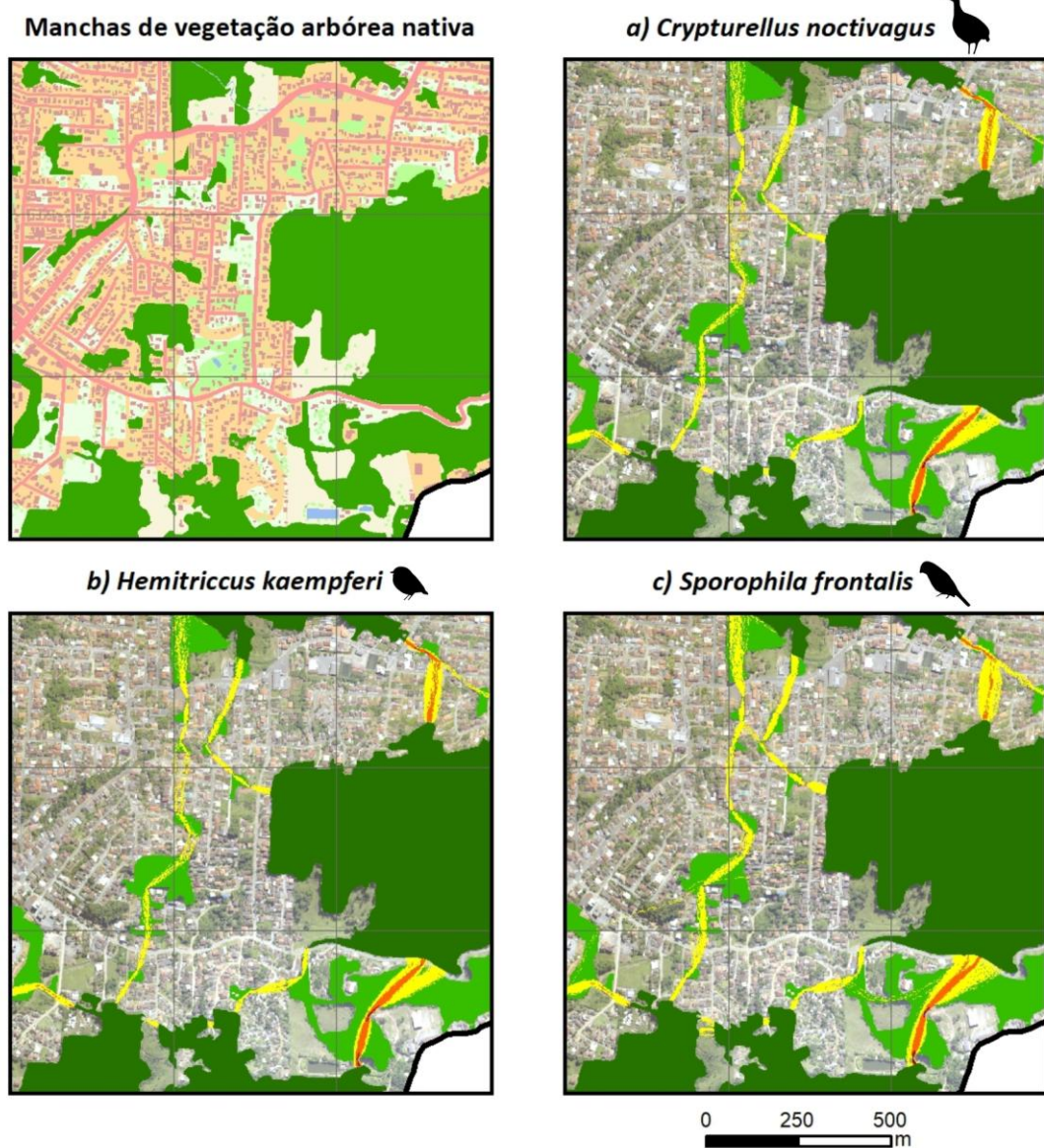


c) *Sporophila frontalis*



Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Figura 50: Detalhe das manchas de vegetação arbórea nativa perpassadas pelos caminhos que funcionam como trampolins ecológicos, facilitando os fluxos e movimento das espécies.



Detalhe - Manchas de vegetação arbórea nativa x Caminhos de menor custo

Legenda

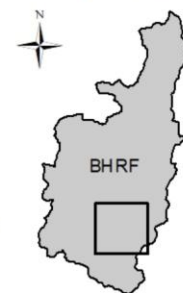
Tipos de cobertura do solo:

- | | |
|---|--|
|  Veg. arb. nativa |  Veg. herb. intralote |
|  Veg. arb. exótica |  Sistema Viário |
|  Campo/pastagem |  Edificações peq. porte |
|  Solo exposto, [...] |  Águas |
|  Veg. arb. intralote | |

RSFI:

- | |
|--|
|  Alto |
|  Médio |
|  Baixo |
|  Fontes e alvos |
|  Trampolins |
|  BHRF |

Localização geográfica



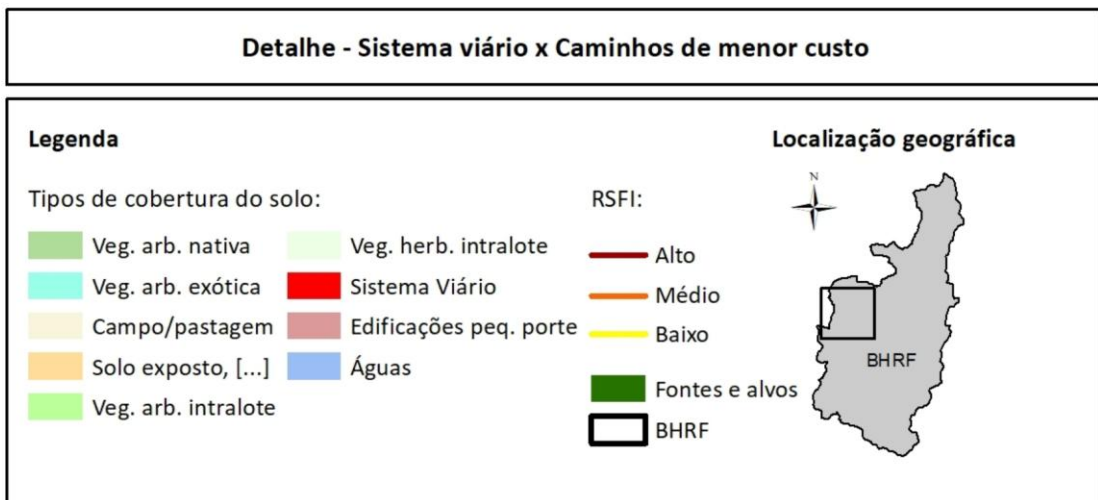
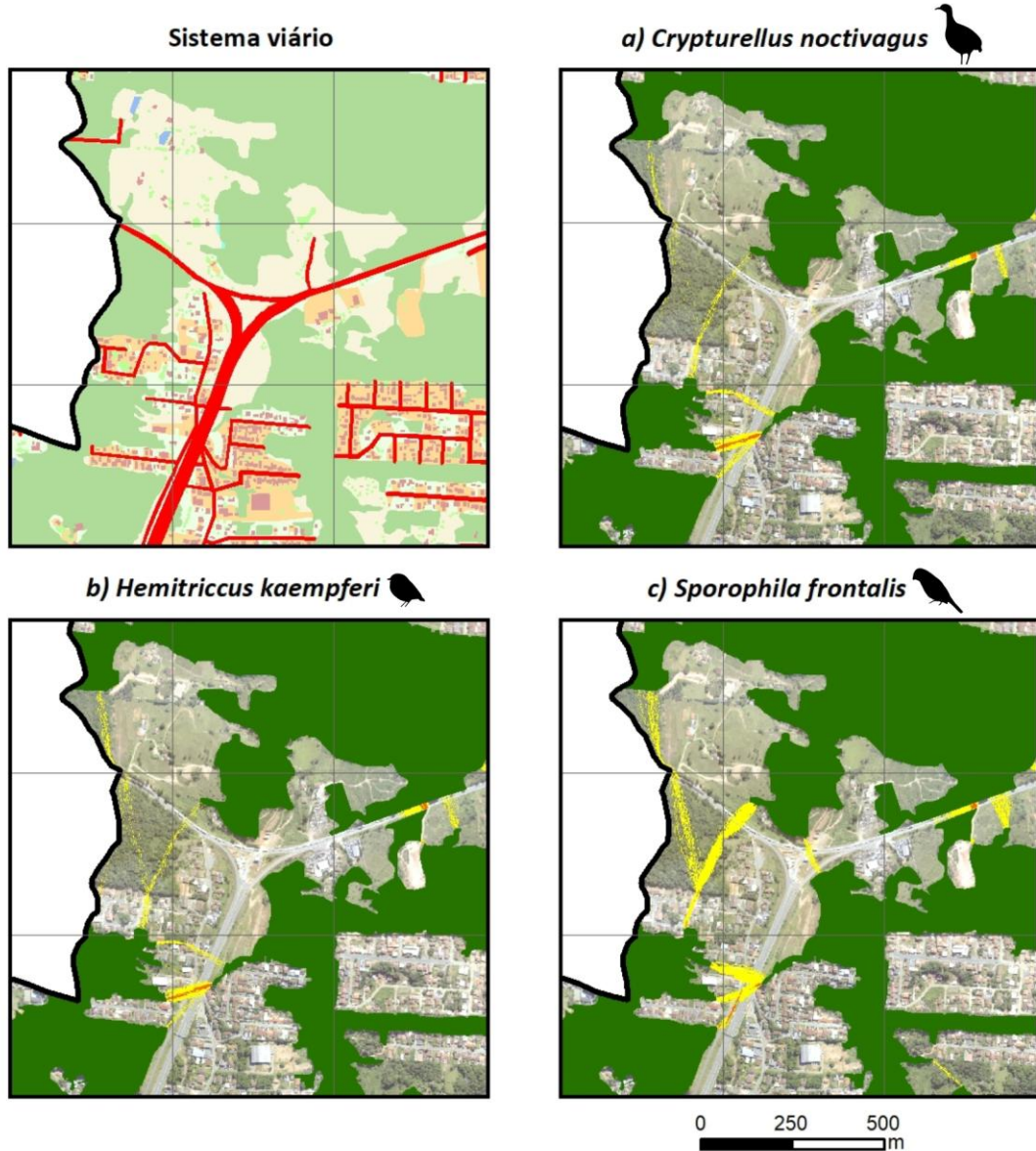
Devido a sua ampla distribuição geográfica, o sistema viário foi bastante explorado nas simulações dos caminhos de menor custo para as três espécies de aves (Figura 49). Entre as espécies estudadas, os caminhos modelados para a espécie *Sporophila frontalis* foram os que mais atravessaram esse tipo de cobertura do solo (Figura 49c), possivelmente por conta da sua maior capacidade de deslocamento pela paisagem. Para a maior parte dos especialistas que desejaram justificar as suas respostas nas duas rodadas de questionário, a espécie *Sporophila frontalis* pode atravessar o sistema viário para atingir a vegetação, desde que esta esteja presente próximo às margens e/ou nas cercanias do sistema viário.

Na Figura 51 é possível observar, em maior detalhe, alguns trechos em que os caminhos das três espécies cruzam o sistema viário, os quais merecem atenção especial, tendo em vista os impactos negativos associados.

Já a vegetação arbórea intralote, presente em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados, foi pouco explorada, possivelmente pelo fato desse tipo de cobertura do solo ser pouco atrativo para as três espécies e ocupar um percentual de área muito baixo na paisagem estudada (apenas 2,82% da área total).

Os caminhos modelados para *Crypturellus noctivagus* foram os que menos atravessaram esse tipo de cobertura do solo (Figura 49a), pois, segundo especialistas que responderam ao questionário, é uma espécie "[...] de solo, estritamente florestal" e "[...] incapaz de transpor muros".

Figura 51: Detalhe dos caminhos de menor custo das três espécies de aves cruzando o sistema viário.

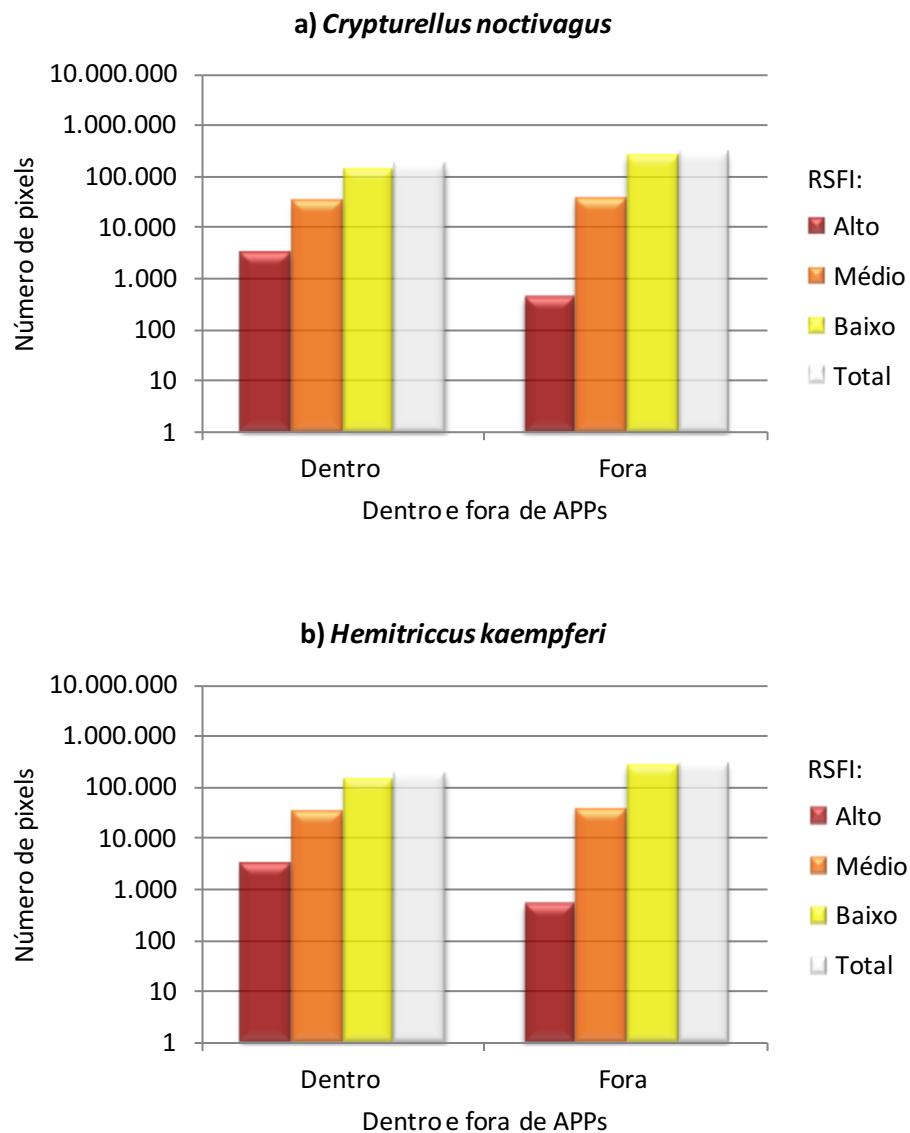


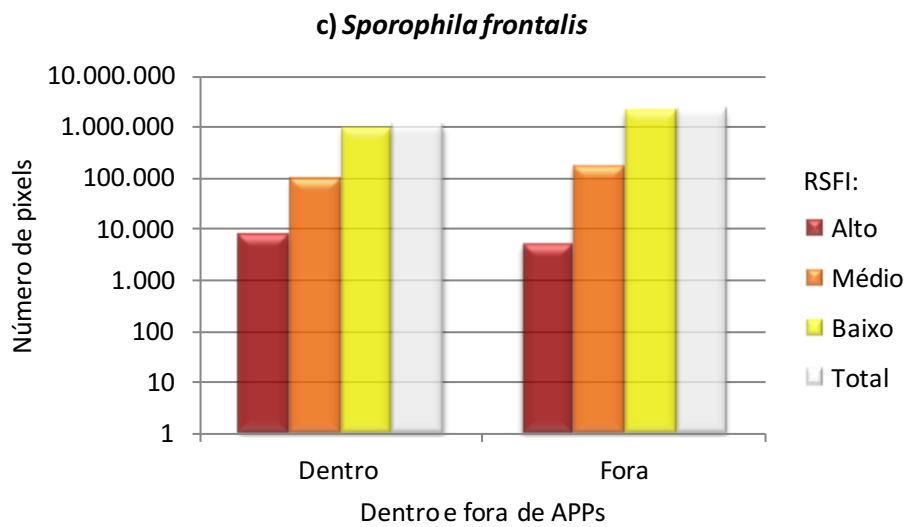
Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

b) Áreas de Preservação Permanente (APPs)

Os resultados do cruzamento dos caminhos de menor custo das três espécies de aves (Figura 48) com as Áreas de Preservação Permanente (APPs) do recorte (APÊNDICE J) revelaram que a maior parte dos caminhos estão localizados fora de APPs (Figura 52). No entanto, é dentro das APPs que estão situadas as áreas (*pixels*) mais propensas a serem utilizadas como corredores (alto RSFI) pelas três espécies de aves, indicando a importância da sua preservação.

Figura 52: Histogramas do cruzamento dos caminhos de menor custo das três espécies de aves com as Áreas de Preservação Permanente (APPs) do recorte de estudo.



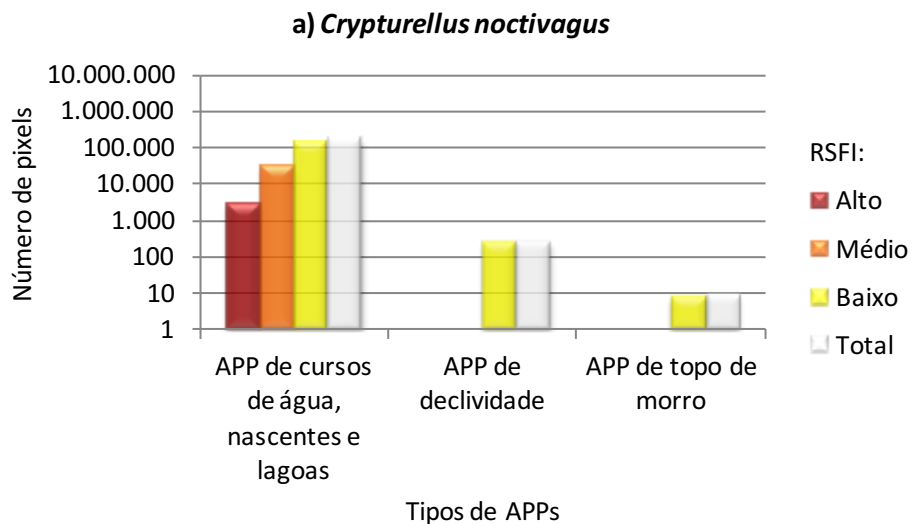


Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

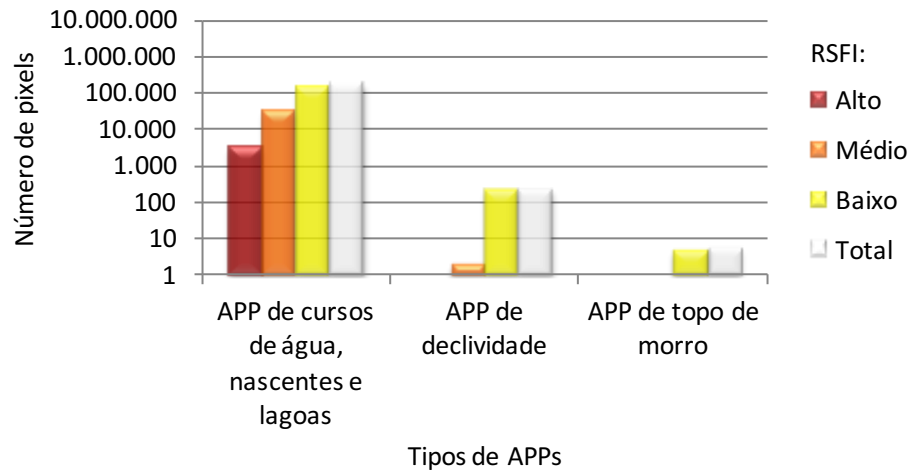
Entre os caminhos das três espécies que cruzaram as APPs do recorte, a maior parte está localizada em APPs de cursos de água, nascentes e lagoas; também é dentro desse tipo de APP que estão situadas as áreas (*pixels*) de maior importância para a conectividade da paisagem (alto RSFI) (Figura 53).

Os caminhos modelados para a espécie *Sporophila frontalis* foram os que mais cruzaram as APPs da Bacia, explorando extensivamente – além das APPs de cursos de água, nascentes e lagoas – as APPs de topo de morro, conforme mostra a Figura 53c.

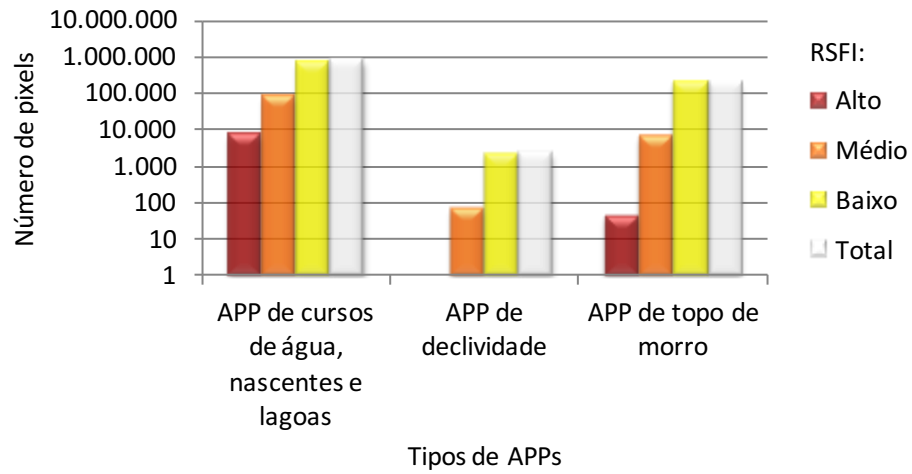
Figura 53: Histogramas do cruzamento dos caminhos de menor custo das três espécies de aves com os tipos de Áreas de Preservação Permanente (APPs) do recorte de estudo.



b) *Hemitriccus kaempferi*

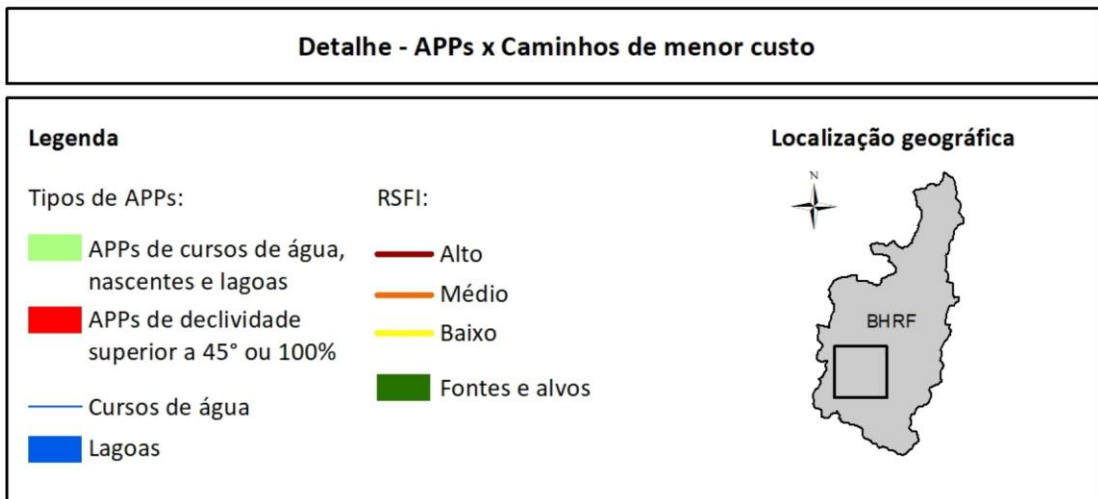
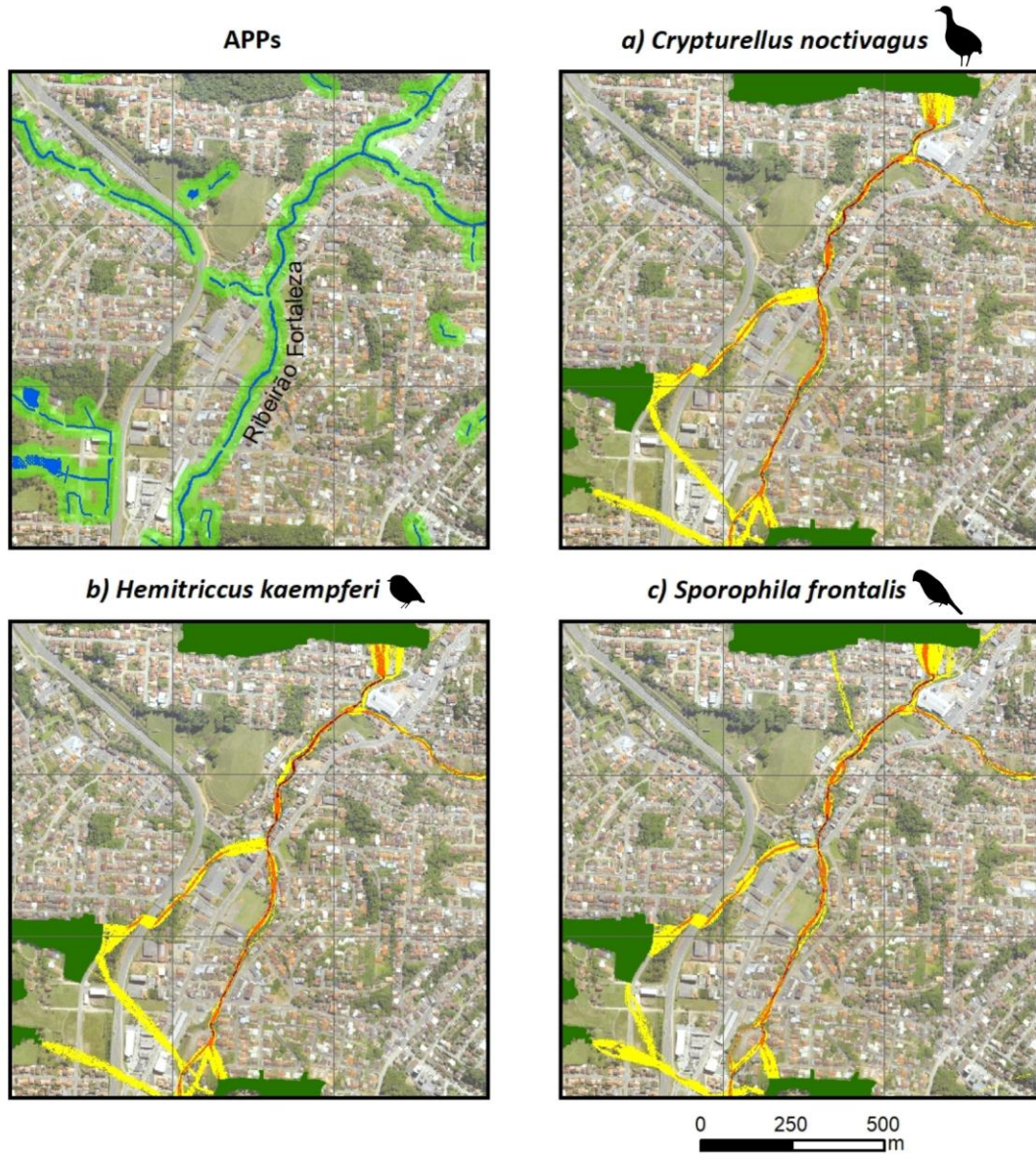


c) *Sporophila frontalis*



Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Figura 54: Detalhe dos caminhos de menor custo das três espécies de aves explorando as APPs do Ribeirão Fortaleza na porção mais urbanizada do recorte.



Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

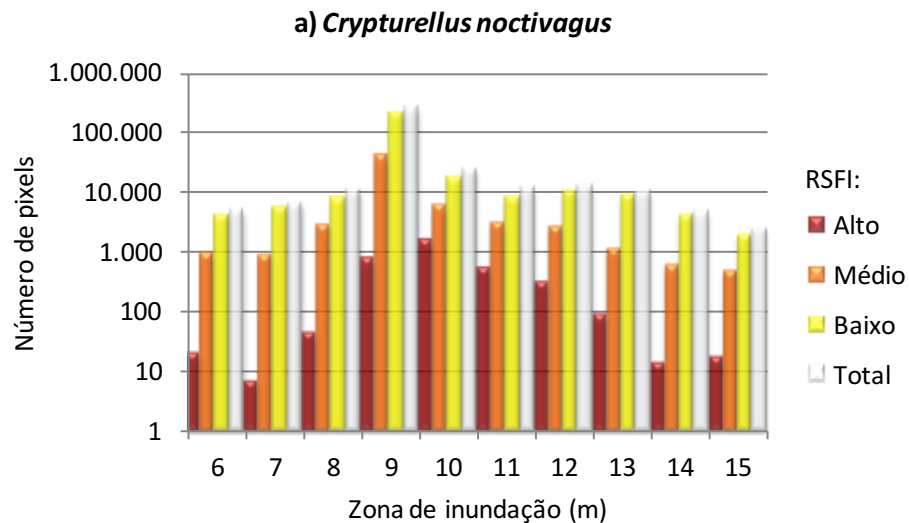
c) Cheias

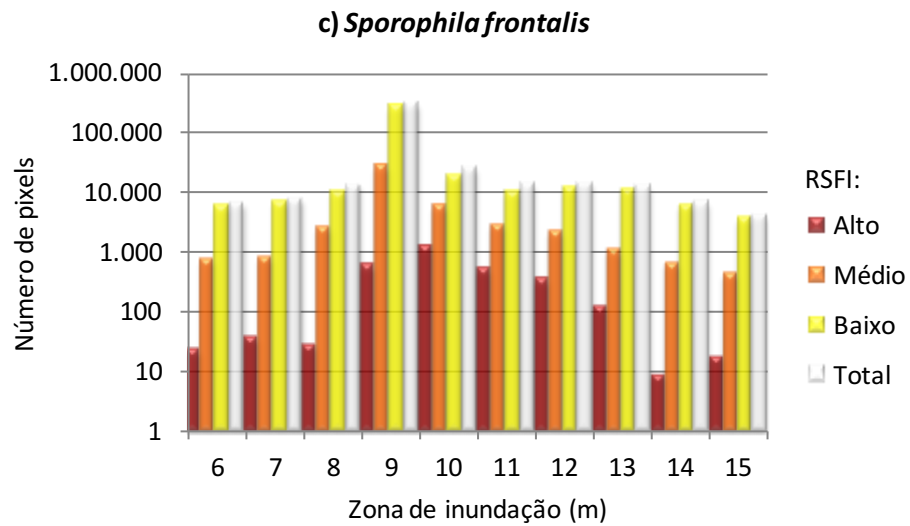
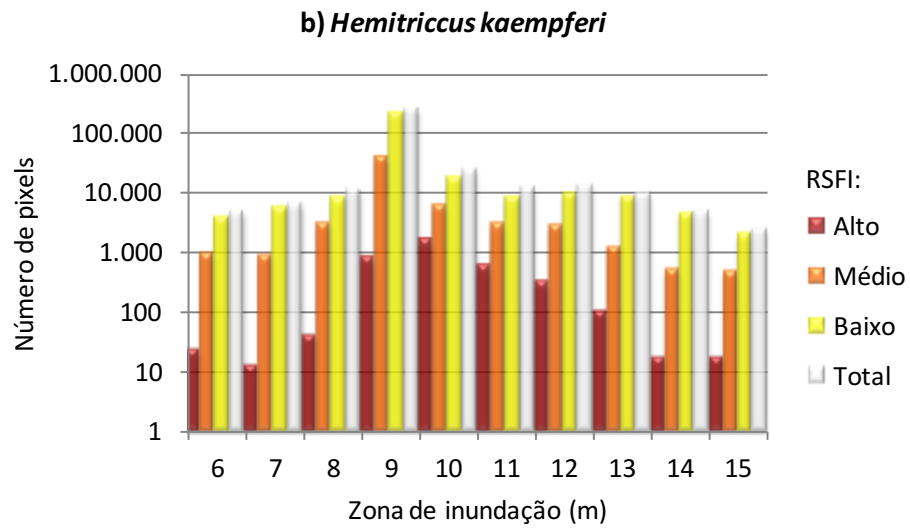
Cruzando-se os caminhos de menor custo das três espécies de aves (Figura 48) com o mapa temático de cheias (APÊNDICE K), foi possível identificar que parte dos caminhos das três espécies cruzaram áreas com risco de inundação.

A Zona de inundação de 9m, com período de retorno de cheias inferior a 4 anos, foi a zona mais explorada pelos caminhos modelados para as três espécies (Figura 55).

Quando se avalia a localização das áreas (*pixels*) mais propensas a serem utilizadas como corredores pelas três espécies (alto RSFI), observa-se que eles estão situados predominantemente na Zona de inundação de 10m (Figura 55), cujo período de retorno de cheias é, também, bastante frequente (4 anos).

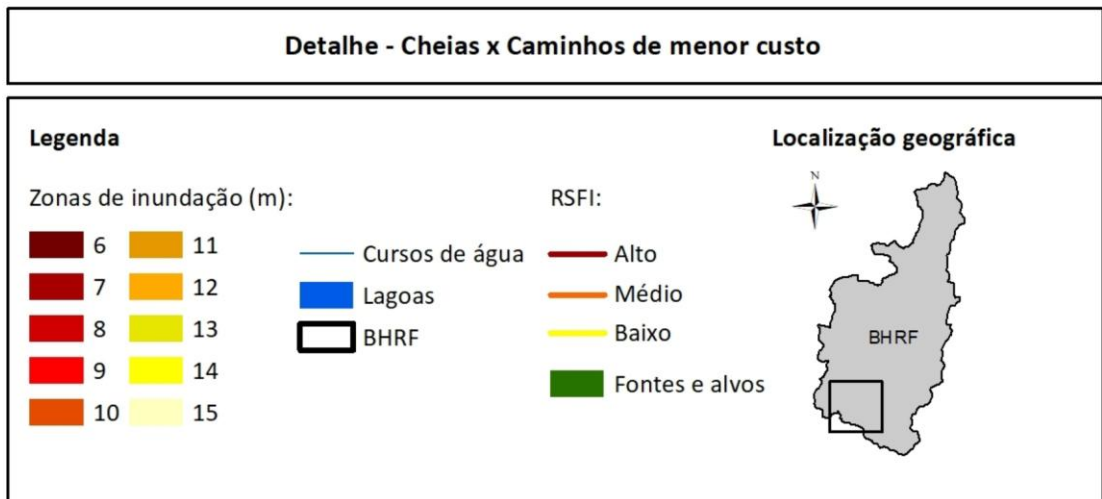
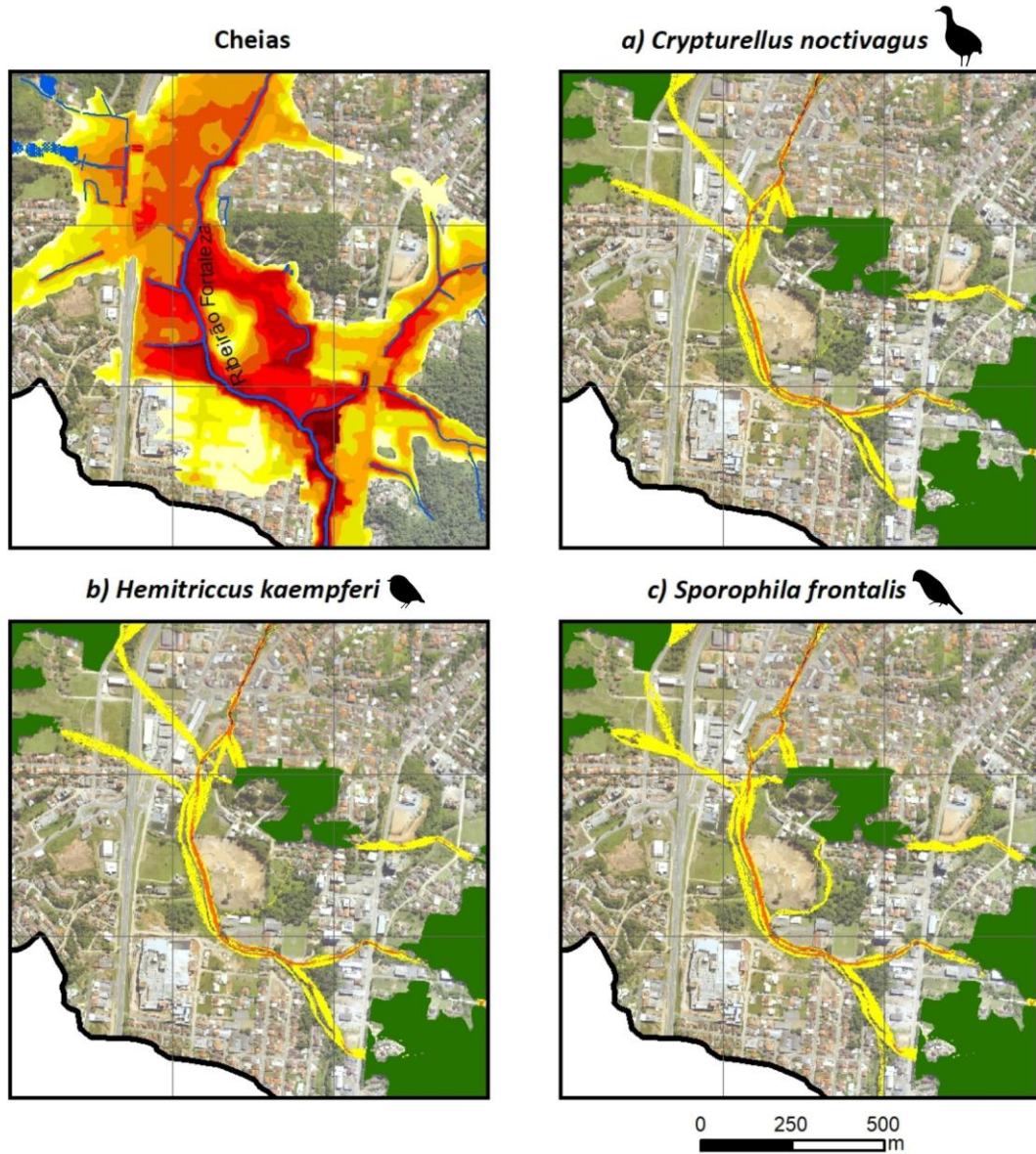
Figura 55: Histogramas do cruzamento dos caminhos de menor custo das três espécies de aves com as zonas de inundação do recorte de estudo.





Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Figura 56: Detalhe dos caminhos de menor custo das três espécies de aves explorando áreas inundáveis.

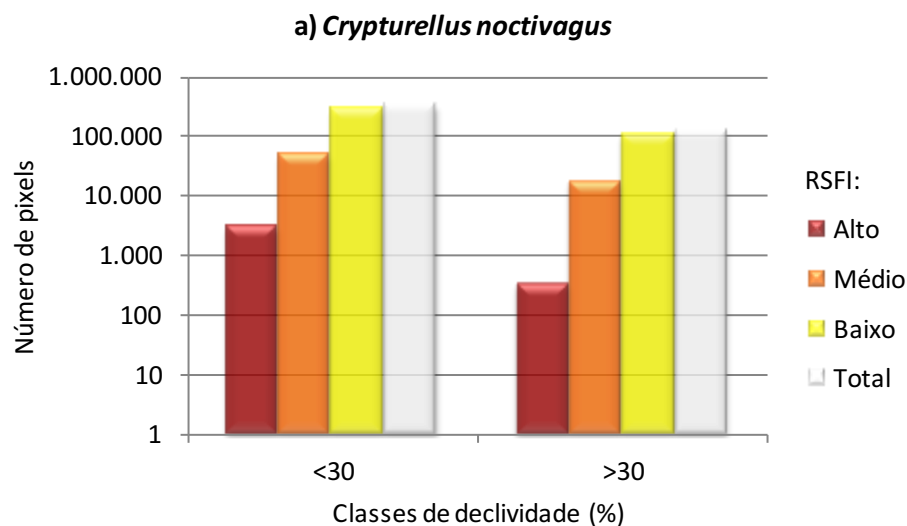


Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

d) Declividade

Em relação às áreas ocupadas pelos caminhos das três espécies de aves nas classes de declividade (APÊNDICE M), observa-se que a maior parte delas, incluindo as áreas (*pixels*) mais propensas a serem utilizadas como corredores (alto RSFI), estão localizadas em áreas com declividade <30% (Figura 57), consideradas pela Lei de Parcelamento do Solo⁸⁰ (BRASIL, 1979) e por Mascaró⁸¹ (1997) como as áreas mais apropriadas para a urbanização. Isso se deve ao fato de a maior parte do recorte de estudo possuir declividade <30%, e por parte expressiva das áreas com declividade >30% coincidirem com as maiores manchas de vegetação arbórea nativa da Bacia, selecionadas como fontes e alvos nas simulações.

Figura 57: Histogramas do cruzamento dos caminhos de menor custo das três espécies de aves com as classes de declividade do recorte de estudo.

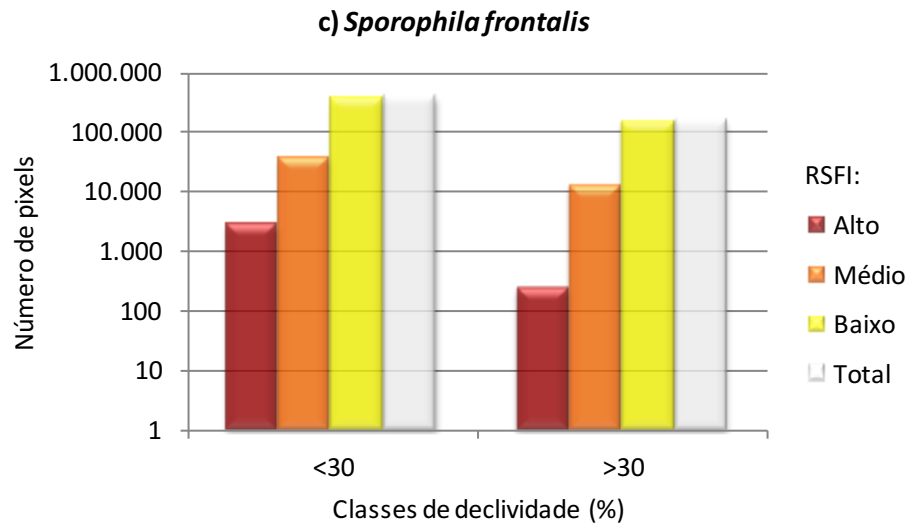
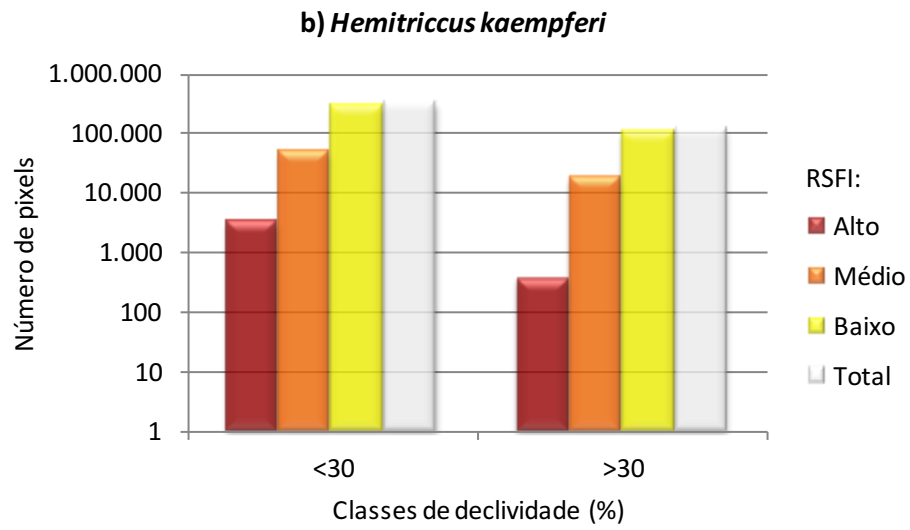


⁸⁰ Lei Federal nº 6.766 de 19 de dezembro de 1979. Art. 3º: Somente será admitido o parcelamento do solo para fins urbanos em zonas urbanas, de expansão urbana ou de urbanização específica, assim definidas pelo plano diretor ou aprovadas por lei municipal.

Parágrafo único - Não será permitido o parcelamento do solo:
(...)

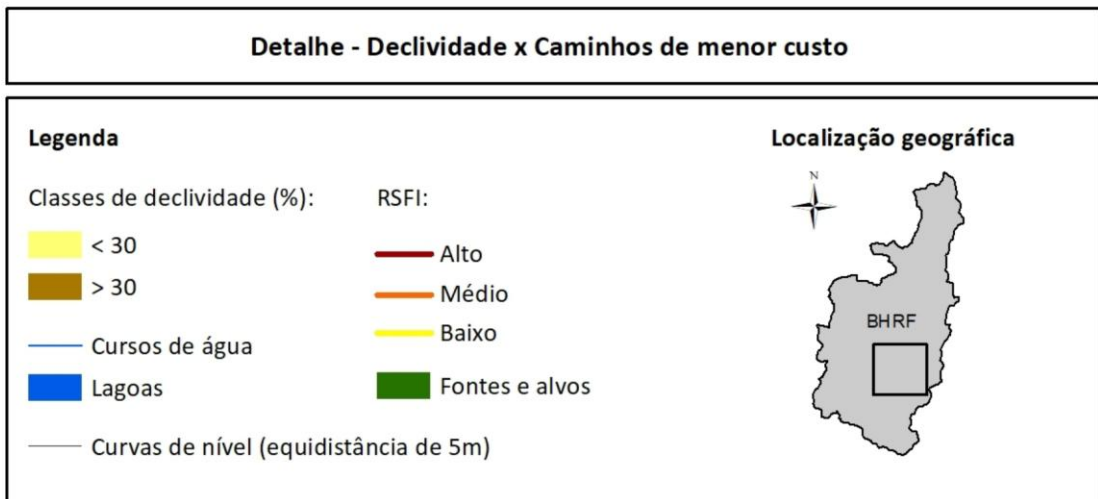
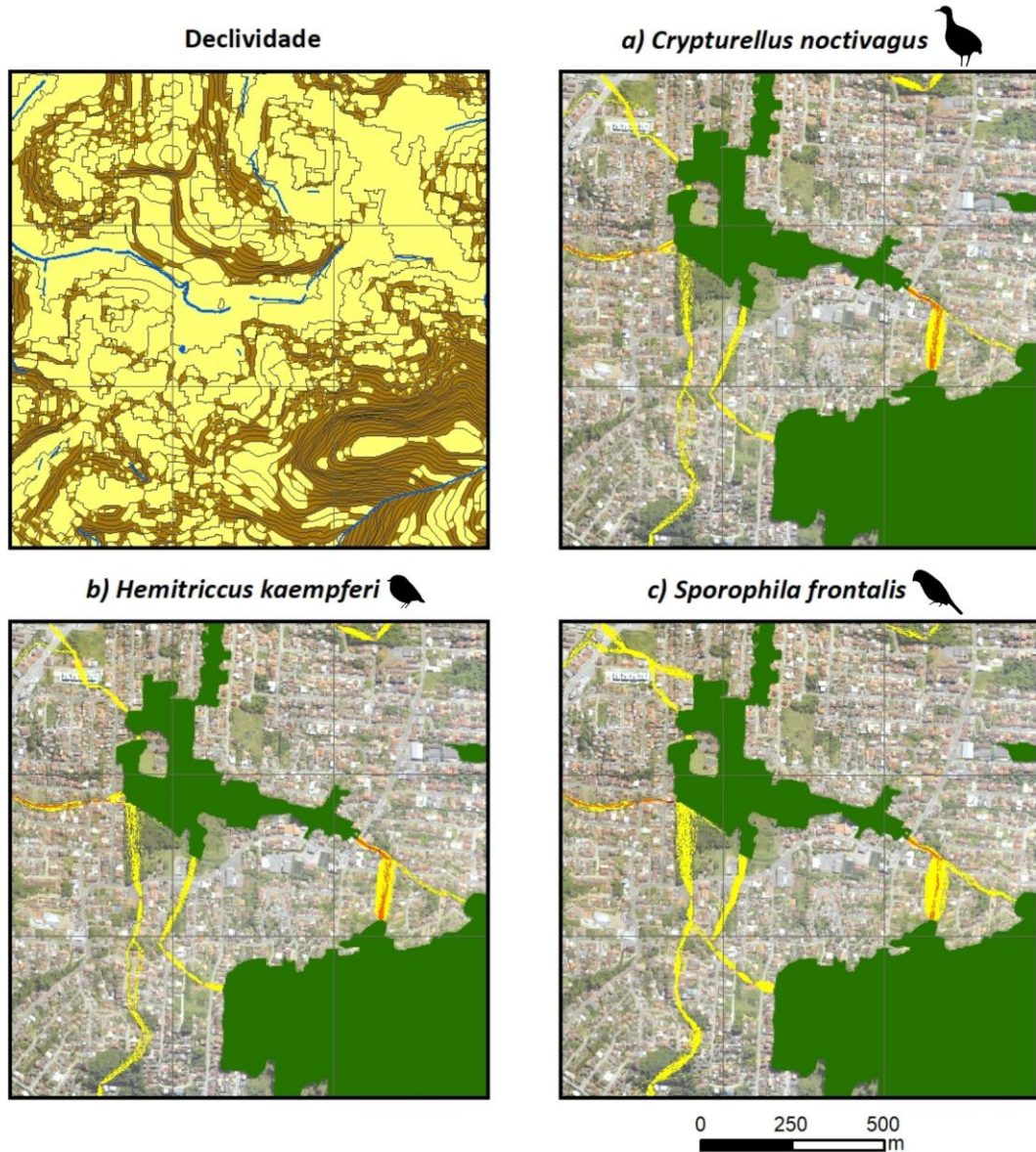
III - em terrenos com declividade igual ou superior a 30% (trinta por cento), salvo se atendidas exigências específicas das autoridades competentes;

⁸¹ Para Mascaró (1997), terrenos com declividade >30% são inadequados para construções e precisam de obras especiais para sua estabilização.



Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Figura 58: Detalhe dos caminhos de menor custo das três espécies de aves cruzando principalmente áreas com declividade <30%.



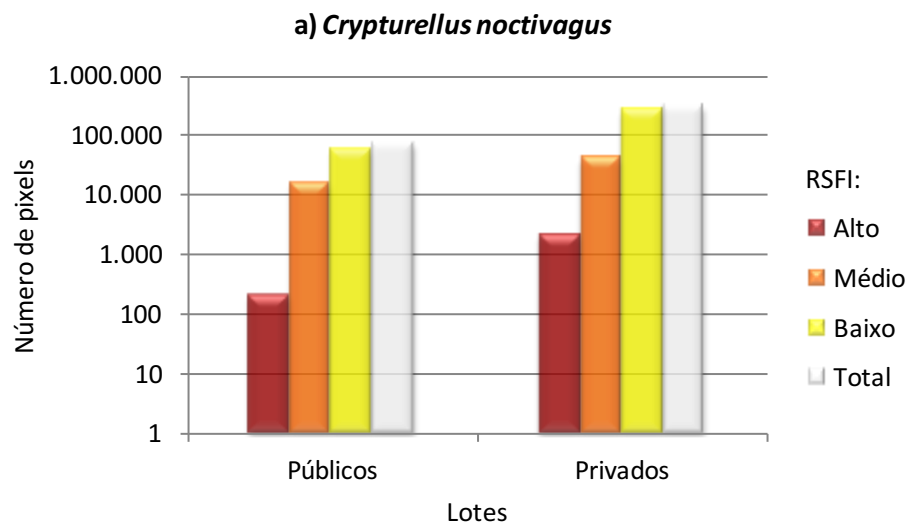
Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

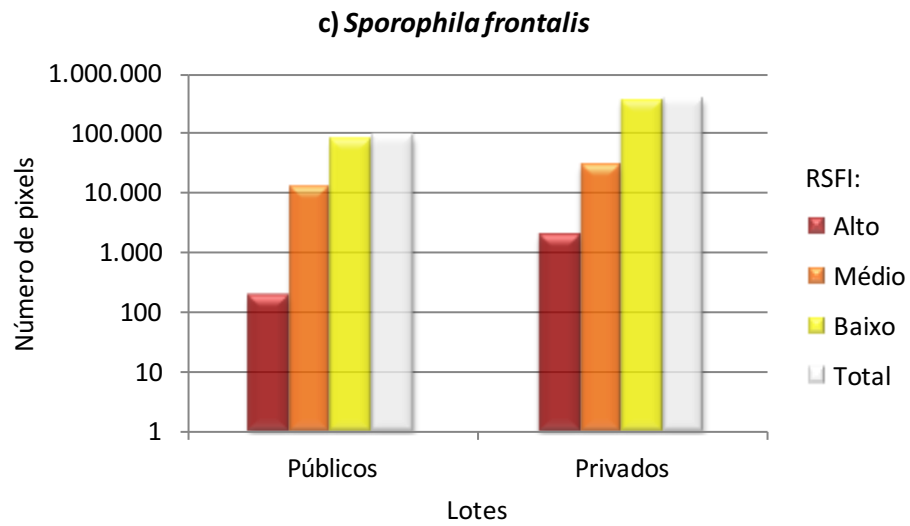
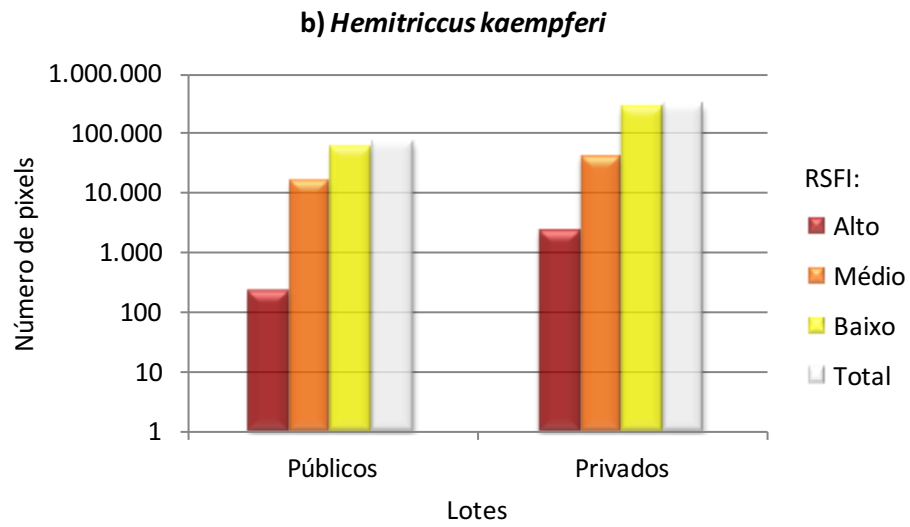
e) Cadastro de lotes públicos e privados

Cruzando-se os caminhos de menor custo das três espécies de aves (Figura 48) com o mapa temático de cadastro de lotes (APÊNDICE N), foi possível identificar que a maior parte deles atravessa propriedades privadas, e, também, são dentro dessas propriedades que estão localizadas as áreas (*pixels*) mais propensas a serem utilizadas como corredores pelas espécies (alto RSFI) (Figura 59).

Isso decorre, especialmente, pela falta de espaços públicos da Bacia. Embora as áreas verdes públicas sejam tipicamente vistas como ambientes-chave para fornecer habitats nas cidades, os espaços verdes em propriedades privadas compõem grande parte do território e fornecem papéis importantes para a conectividade da paisagem e conservação da biodiversidade (CERRA, 2017).

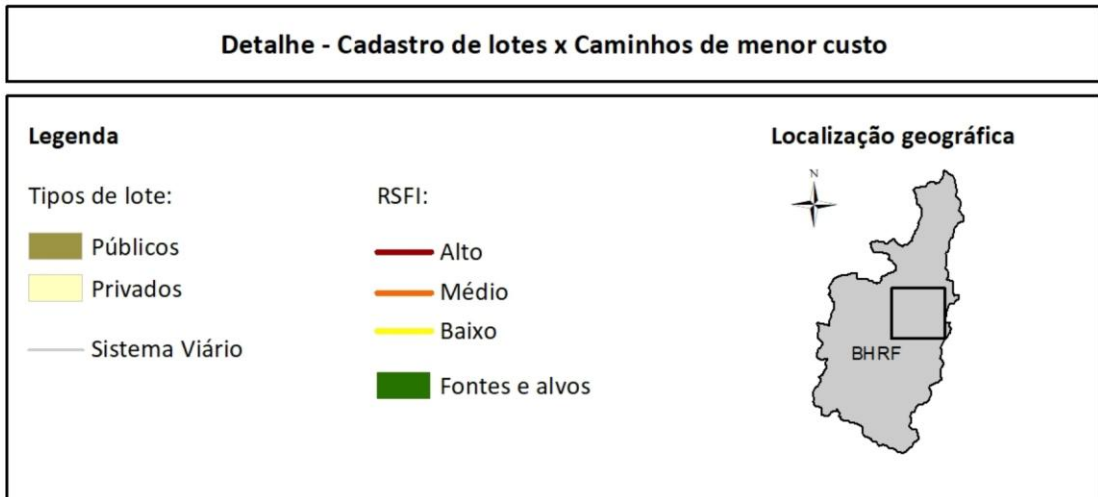
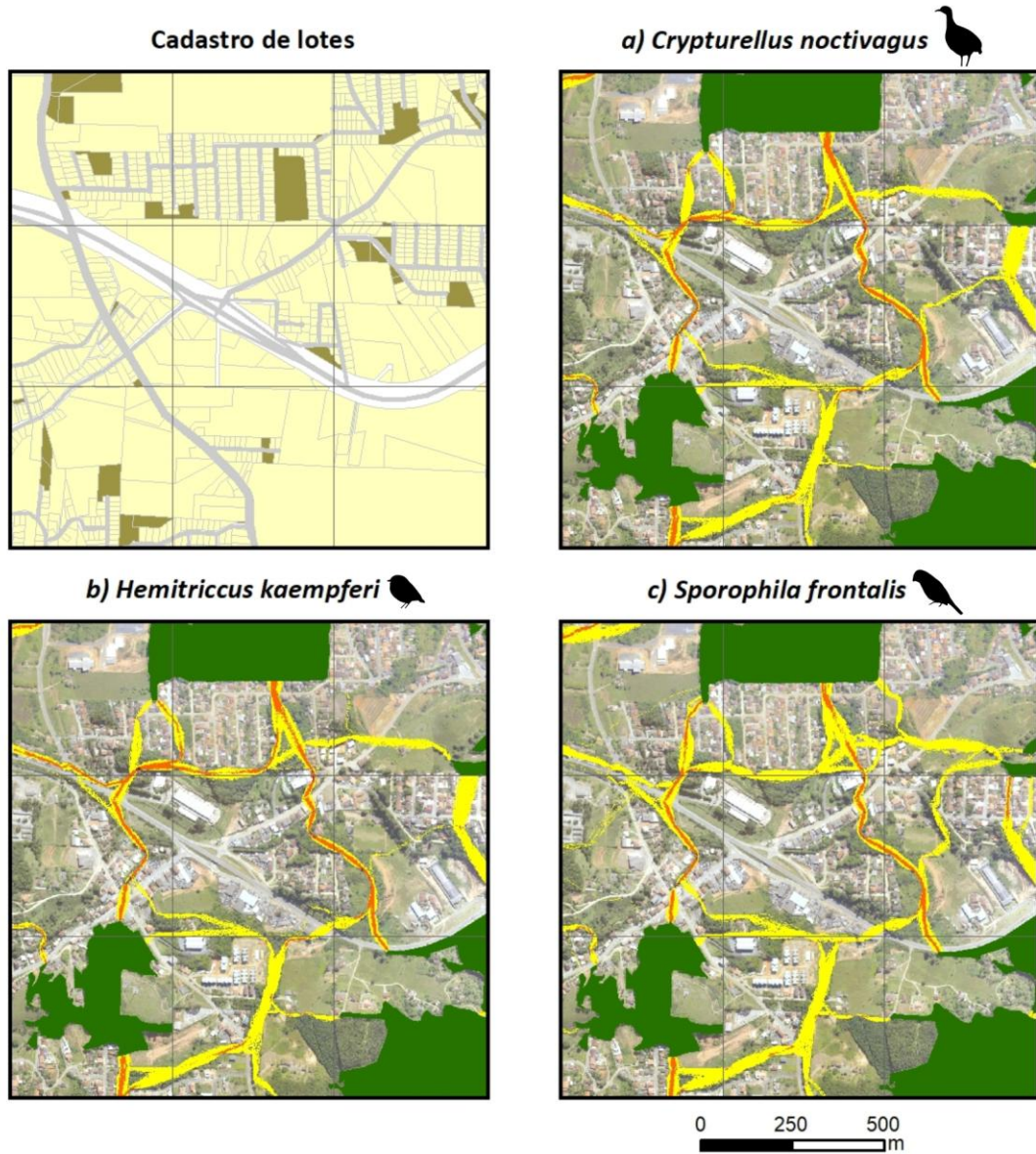
Figura 59: Histogramas do cruzamento dos caminhos de menor custo das três espécies de aves com o cadastro de lotes públicos e privados do recorte de estudo.





Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Figura 60: Detalhe dos caminhos de menor custo das três espécies de aves explorando principalmente lotes privados.



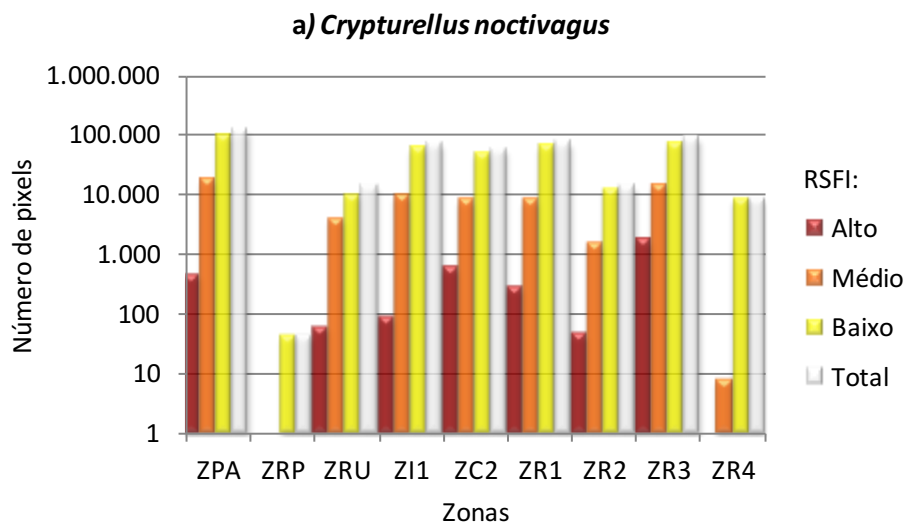
f) Zoneamento Municipal vigente

O cruzamento dos caminhos de menor custo das três espécies de aves (Figura 48) com o Zoneamento Municipal vigente (APÊNDICE O) permitiu constatar que, de forma geral, a zona mais cruzada pelos caminhos modelados para as três espécies foi a Zona de Proteção Ambiental (ZPA) (Figura 61), a qual – segundo o Código de Zoneamento, Uso e Ocupação do Solo do município de Blumenau – compreende áreas com declividade superior a 30% e inferior a 100% e/ou áreas que características geológicas, geomorfológicas e ecológicas determinem sua proteção (BLUMENAU, 2010).

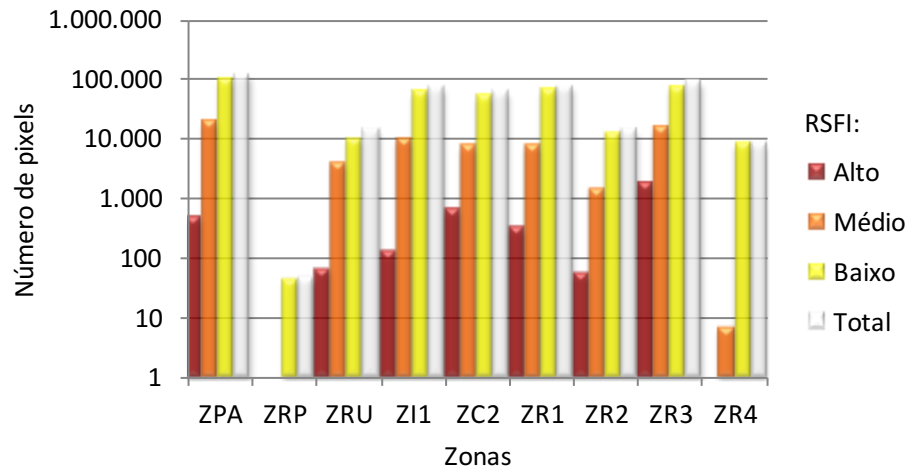
No entanto, quando se avalia a localização das áreas (*pixels*) mais propensas a serem utilizadas como corredores pelas espécies (alto RSFI), observa-se que elas estão situadas predominantemente na Zona Residencial 3 (ZR3) (Figura 61), zona destinada à função habitacional de média densidade, sem limitação de altura (BLUMENAU, 2010).

Já a Zona Rural de Proteção (ZRP) – caracterizada por apresentar recursos naturais de interesse ambiental, especialmente as de proteção de mananciais e as áreas de restrição à ocupação (BLUMENAU, 2010) – foi a menos cruzada pelos caminhos modelados para as três espécies (Figura 61), pois a sua localização coincide com as grandes manchas de vegetação arbórea nativa selecionadas como fontes e alvos nas simulações.

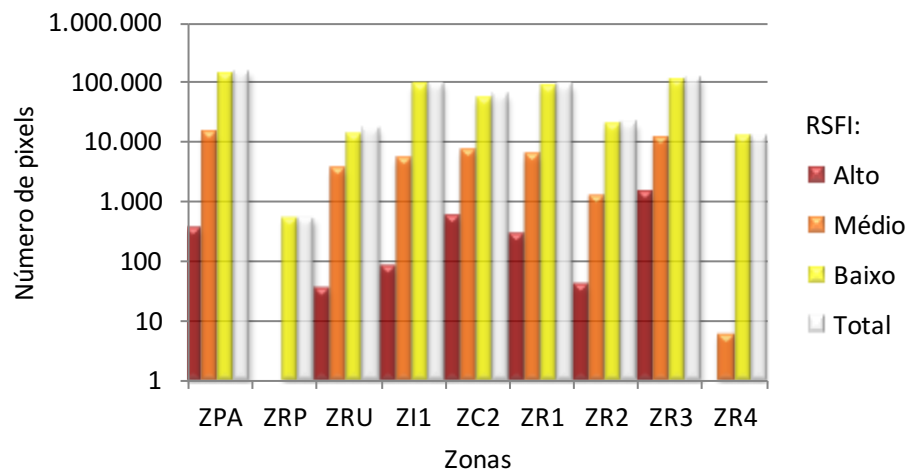
Figura 61: Histogramas do cruzamento dos caminhos de menor custo das três espécies de aves com o zoneamento municipal vigente do recorte. Zonas: ZPA - Zona de Proteção Ambiental; ZRP - Zona Rural de Proteção; ZRU - Zona Recreacional Urbana; ZI1 - Zona Industrial 1; ZC2 - Zona Comercial 2; ZR1- Zona Residencial 1; ZR2 - Zona Residencial 2; ZR3 - Zona Residencial 3; ZR4 - Zona Residencial 4.



b) *Hemitriccus kaempferi*

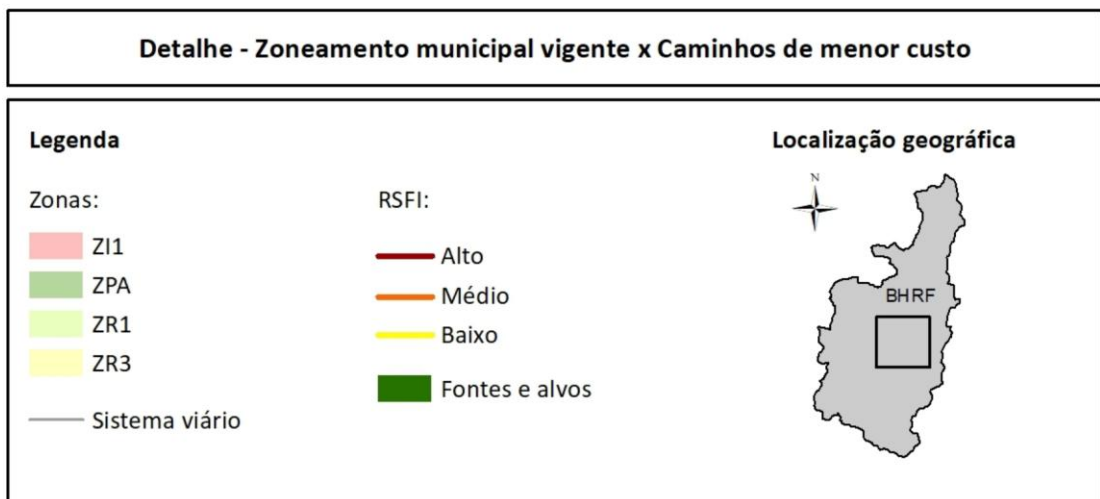
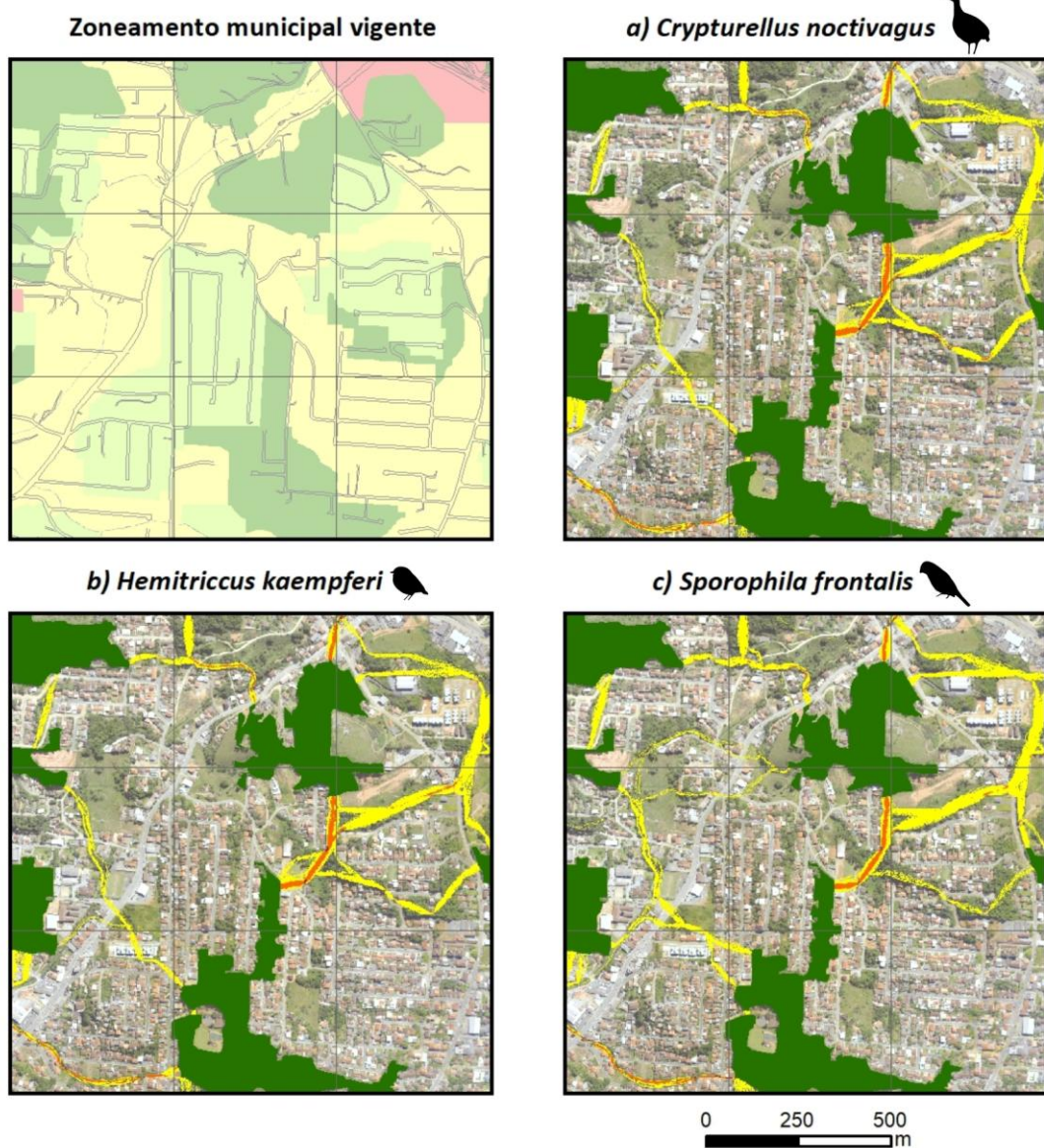


c) *Sporophila frontalis*



Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Figura 62: Detalhe dos caminhos de menor custo das três espécies de aves explorando principalmente a ZPA - Zona de Proteção Ambiental e ZR3 - Zona Residencial 3 do recorte.



5.4 ESTRATÉGIAS DE PLANEJAMENTO PARA MANTER E RESTAURAR A CONECTIVIDADE FUNCIONAL DA PAISAGEM PARA AS ESPÉCIES DE AVES NO RECORTE DE ESTUDO

A partir dos resultados dos cruzamentos dos caminhos de menor custo com os mapas temáticos do recorte, apresentam-se, nesta seção, algumas estratégias de planejamento que poderiam ser adotadas a fim de manter e restaurar a conectividade funcional da paisagem para as espécies de aves estudadas.

A implementação das estratégias aqui apresentadas pode favorecer o movimento de muitas outras espécies com habitat florestal, que co-ocorrem no recorte de estudo e que são menos ou igualmente sensíveis à fragmentação da paisagem.

a) Conservar, recuperar e estimular o uso de vegetação arbórea nativa nas áreas mais propensas a serem utilizadas como corredores pelas espécies

A vegetação arbórea nativa é o tipo de cobertura do solo mais permeável ao movimento das espécies de aves estudadas (Tabela 6 e Figura 49). Portanto, conservar, recuperar e estimular o seu uso nas áreas mais exploradas pelas simulações de caminhos de menor custo (Figura 48) é uma estratégia fundamental para assegurar a conectividade funcional da paisagem.

Tendo em vista que as áreas mais propensas a serem utilizadas como corredores pelas espécies estão localizadas predominantemente em propriedades privadas (Figura 59), e que há limitações para aquisição e gestão dessas áreas pelo poder público, o envolvimento e comprometimento dos proprietários na conservação, recuperação e ampliação da vegetação arbórea nativa nesses espaços é fundamental.

Dessa forma, é preciso compreender como se dá o processo de percepção da paisagem pelos proprietários locais e, principalmente, a percepção que estes têm sobre a biodiversidade, pois, para se implementar qualquer tipo de ação que vise a manter e restaurar a conectividade funcional da paisagem, é necessário entender como as pessoas sentem e entendem o lugar em que vivem, como se relacionam com esses espaços, se estão

dispostas a colaborar com a conservação e restauração da conectividade e, em especial, como podem participar desse processo⁸² (RUDOLPHO; KARNOPP; SANTIAGO, 2016).

Diversos instrumentos de planejamento e gestão territorial e paisagístico poderiam ser adotados com o objetivo de estimular (por meio de benefícios e incentivos fiscais) a manutenção, a recuperação e a ampliação da vegetação arbórea nativa nas propriedades privadas perpassadas pelos corredores. O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA); IPTU verde; outorga onerosa do direito de construir; transferência do direito de construir; e incentivo à criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) são alguns exemplos.

Outra estratégia que pode contribuir para manter e restaurar a conectividade funcional da paisagem estudada é preservar e recuperar as Áreas de Preservação Permanente (APPs) dos cursos de água.

Apesar de apresentarem uma estreita faixa remanescente de vegetação ripária, altamente fragmentada e em diversos pontos destruída, as APPs do Ribeirão Fortaleza e de seus afluentes mostraram-se elementos fundamentais para a manutenção da conectividade funcional da paisagem, sendo bastante explorada pelas simulações de caminhos de menor custo das três espécies de aves (Figura 53), especialmente na parte mais urbanizada e menos permeável da Bacia (Figura 54).

Em paisagens fragmentadas – como é o caso da área estudada – as APPs apresentam o potencial de funcionar como habitats e corredores, aumentando a conectividade entre os fragmentos e permitindo a dispersão de muitas espécies de aves através da paisagem⁸³ (DEVELEY; PONGILUPPI, 2010). Mesmo que essas áreas não conectem fragmentos de grande importância biológica, elas podem contribuir para manter e aumentar a permeabilidade da paisagem como um todo (HAWES *et al.*, 2008).

⁸² Na literatura acadêmica é possível encontrar diversas sugestões de políticas e estratégias para aumentar a conservação da biodiversidade em terras privadas. Contudo, de forma geral, elas são pouco eficazes, em parte porque desconsideram as percepções dos proprietários em relação à preservação das espécies em suas propriedades (ANGEOLETTO, 2014).

⁸³ Conforme visto no referencial teórico e metodológico deste trabalho, para além das aves, esses espaços podem contribuir para o movimento de espécies de outros grupos taxonômicos, como plantas (ARONSON *et al.*, 2017), mamíferos (KEUROGHLIAN; EATON, 2008; LIMA; GASCON, 1999), anfíbios (LIMA; GASCON, 1999) e insetos (MOURA; SCHLINDWEIN, 2009); e para a provisão de múltiplos serviços ecossistêmicos, como: fornecer habitat e alimento para fauna; proporcionar microclima adequado para o funcionamento do ambiente aquático; estabilizar as margens dos cursos de água, protegendo os solos de processos erosivos e os cursos de água do assoreamento; funcionar como barreira para nutrientes e contaminantes que são carregados até os cursos de água; minimizar os impactos das inundações; oferecer oportunidades de lazer e recreação para a população; melhorar a qualidade estética da paisagem urbana; entre outros (NAIMAN *et al.*, 2005).

Assunção e Zimmermann (2009) encontraram resultados semelhantes ao caracterizarem a riqueza de aves que utilizam as APPs de um ribeirão dentro da área urbana do município de Blumenau/SC. Os autores verificaram que as APPs do ribeirão, apesar de apresentarem florestas ripárias degradadas e águas com elevada carga de poluição, ainda funcionam como habitat e como corredor ecológico para muitas espécies de aves. Com um esforço amostral de 90 horas de campo, os autores registraram um total de 92 espécies, riqueza considerável se considerada a condição urbanizada da área analisada⁸⁴. Todas as espécies identificadas pelos autores ocupam a Bacia do Ribeirão Fortaleza e, assim como as demais espécies utilizadas como modelo no presente trabalho, podem estar utilizando as APPs do recorte de estudo como habitat e corredor.

Diante desses resultados, ressalta-se a importância de se proteger a vegetação ripária do Ribeirão Fortaleza e dos seus afluentes, que ainda resistem à urbanização, e de se implementar medidas para a sua recuperação. Para tal, diversos instrumentos de planejamento e gestão territorial e paisagístico poderiam ser adotados, como: maior comprometimento do poder público na fiscalização quanto ao cumprimento da legislação ambiental que rege sobre as APPs; fomentar o uso de instrumentos econômicos como o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) para estimular a proteção e a recuperação da vegetação; adotar técnicas de bioengenharia para a recuperação das margens dos cursos de água; implementar corredores verdes nas margens dos rios⁸⁵; entre outros.

Outro meio que poderia ser utilizado para aumentar a vegetação arbórea nativa no recorte de estudo é exigir e/ou estimular o seu uso em quintais, pátios e jardins.

⁸⁴ Entre as espécies identificadas, destacaram-se, em maiores quantidades, espécies tolerantes a ambientes antropizados, como: *Ortalis squamata* (aracua-escamoso), *Coragyps atratus* (urubu-da-cabeça-preta), *Columbina talpacoti* (rolinha-roxa), *Pitangus sulphuratus* (bem-te-vi) e *Molothrus bonariensis* (vira-bosta); e em menores quantidades espécies ameaçadas de extinção, como: *Dacnis nigripes* (saí-de-pernas-pretas) e espécies dependentes de florestas conservadas, como: *Chiroxiphia caudata* (tangará), *Basileuterus culicivorus* (pula-pula) e *Trichothraupis melanops* (tie-de-topete), que utilizam a área como corredor (ASSUNÇÃO; ZIMMERMANN, 2009).

⁸⁵ Para Rudolpho, Debatin e Santiago (2018), a vasta rede de drenagem do Ribeirão Fortaleza e dos seus afluentes, situadas nos fundos de vale em áreas com baixa declividade, possibilita a criação de um sistema de corredores verdes nas margens dos rios, promovendo e melhorando a mobilidade de diversas espécies da fauna. Além disso, os corredores verdes podem criar condições de conexões para as pessoas, estimulando meios de transporte não motorizados e melhorando a saúde física e mental da população; propiciar contato cotidiano com a natureza, promovendo a educação ambiental; reduzir os riscos e prejuízos das enchentes; proteger os solos; conservar a biodiversidade e os recursos hídricos; melhorar o microclima e a qualidade do ar; melhorar esteticamente a paisagem urbana; promover áreas de lazer e contemplação; promover a coesão social; entre outros.

Embora tenha sido pouco explorada pelas espécies de aves utilizadas como modelo no presente trabalho, a vegetação arbórea intralote tem sido apontada, em outros estudos, como elemento vital para promover a conectividade funcional da paisagem urbana para algumas espécies de aves florestais (RUDD; VALA; SHAEFER, 2002; PENA, 2017).

A alta heterogeneidade da vegetação dos quintais, pátios e jardins, influenciada pelas condições locais e decisões de gestão dos seus moradores, promove grandes oportunidades de utilizá-los em favor da conservação da biodiversidade (PENA, 2017).

Esses espaços, em conjunto com outras manchas de vegetação arbórea nativa da Bacia, poderiam ser organizados espacialmente a fim de maximizar a área total do habitat, aumentar a largura dos corredores ripários e minimizar o isolamento entre as manchas de habitat, deixando de serem vistos como entidades separadas na escala individual para passarem a ser gerenciados coletivamente, como manchas interconectadas, agindo em múltiplas escalas espaciais em toda a paisagem urbana (GODDARD; DOUGILL; BENTON, 2010).

Por exemplo, em Madrid, na Espanha, e em Melbourne, na Austrália, redes interconectadas de quintais com vegetação nativa e diversa têm sido recomendadas para apoiar a biodiversidade de aves (PALOMINO; CARRASCAL, 2006; WHITE *et al.*, 2005). Já em Nova Gales do Sul, na Austrália, tem se defendido o plantio de vegetação nativa em quintais residenciais adjacentes aos cursos de água, como forma de aumentar a largura dos corredores ripários e apoiar a conectividade dos habitats (PARKER *et al.*, 2008).

A baixa área ocupada pela vegetação arbórea intralote no recorte de estudo, apenas 2,82% da área total, indica a necessidade de uma introdução mais massiva de vegetação arbórea nativa nesses espaços. Não apenas a área livre no nível do solo poderia ser usada para aumentar a vegetação nativa, mas também os telhados, as paredes e os muros que dividem as edificações, os quais representam milhões de metros quadrados disponíveis para o plantio. Isso é crucial nas paisagens urbanas devido à crescente expansão urbana e à falta de espaços verdes.

A educação pública sobre jardinagem, com flora nativa, é outra estratégia que poderia ser adotada para melhorar a permeabilidade dos quintais, pátios e jardins.

Contudo, sabe-se que, no Brasil, esses espaços raramente são planejados e gerenciados para desenvolver esse potencial. Em geral, os quintais urbanos são habitats não regulamentados: não há planejamento ou critérios de gestão recomendados pelo governo

aos moradores locais. Diante disso, é essencial que os gestores públicos locais tenham objetivos claros para otimizar o potencial dos quintais, pátios e jardins urbanos para a atração e manutenção da biodiversidade e para os diversos benefícios que podem proporcionar às pessoas no desenvolvimento de futuras políticas públicas (ANGEOLETTO *et al.*, 2018).

Entre os benefícios que os quintais, pátios e jardins podem promover às pessoas, destacam-se o seu potencial de propiciar interações sociais, por meio de conversas e trocas de conhecimento relacionados às práticas de jardinagem e às espécies cultivadas (GALLUZI; EYZAGUIRRE; NEGRI, 2010); de aumentar a satisfação com a vida e o senso de comunidade; e de melhorar a saúde física, psicológica e social, podendo, em longo prazo, amenizar e prevenir vários problemas como obesidade, depressão e ansiedade, enfrentados pela sociedade atual (SOGA; GASTON; YAMAURA, 2017). Além disso, os quintais podem propiciar as primeiras experiências positivas de crianças com os elementos naturais, aumentando as chances de se tornarem adultos mais comprometidos e engajados com a conservação da biodiversidade (WELLS; LEKIES, 2006).

Para exigir e incentivar a vegetação arbórea nativa intralote no recorte estudado, diversos instrumentos de planejamento poderiam ser implementados, como: mecanismos normativos semelhantes à Quota ambiental do município de São Paulo, que exigem, por meio de regras de ocupação, melhor qualificação ambiental dos lotes em relação à biodiversidade; instrumentos econômicos como IPTU verde; instrumentos voluntários como telhados e paredes verdes; entre outros.

Soma-se às estratégias aqui apresentadas, a necessidade de mitigar os impactos negativos do sistema viário e das edificações, especialmente nos trechos em que as simulações de caminhos de menor custo das espécies cruzam e tangenciam esses elementos. Apresentam-se, a seguir, algumas recomendações.

b) Mitigar os impactos negativos do sistema viário e das edificações

Devido à sua ampla distribuição geográfica, o sistema viário acabou sendo amplamente atravessado pelas simulações de caminhos de menor custo das três espécies de aves. Contudo, como contextualizado no referencial teórico e evidenciado pelos especialistas que responderam ao questionário, apesar de exercerem um papel fundamental

para o desenvolvimento das atividades humanas, os corredores viários podem agregar uma infinidade de impactos negativos à biodiversidade local e regional⁸⁶. O mais visível desses impactos é o atropelamento que, no Brasil, afeta mais de 475 milhões de espécies de vertebrados todos os anos (BAGER *et al.*, 2016).

Segundo informações da Polícia Militar Ambiental do município de Blumenau/SC, órgão responsável por atender as ocorrências com animais silvestres no recorte de estudo, as aves estão entre os grupos de vertebrados mais afetados pelos atropelamentos.

Tendo em vista a crescente expansão viária da Bacia, estudos adicionais sobre a interação entre corredores viários e a biodiversidade – que considerem as diferentes permeabilidades de diversos tipos de vias para diferentes tipos de espécies (ASSIS; GIACOMINI; RIBEIRO, 2019) e, principalmente, que colem dados empíricos sobre movimento, comportamento e mortes nas estradas – tornam-se, a cada dia, mais necessários.

Nos trechos em que os caminhos de menor custo das espécies de aves cruzam o sistema viário, várias medidas mitigatórias poderiam ser adotadas, como estruturas de passagens de fauna, cercas e telamentos, sinalizações de alerta, redutores de velocidade, entre outros. Contudo, para determinar com mais precisão os trechos em que tais medidas devem ser implantadas, recomenda-se um monitoramento dos atropelamentos da fauna por, pelo menos, um a dois anos, para avaliar se ocorre uma agregação de mortes nos trechos da estrada e se essas agregações variam durante o ano. Os trechos onde são encontradas as maiores frequências de atropelamentos são os locais que os animais estão usando preferencialmente para atravessar as vias, sendo estes os pontos mais indicados para a implantação das medidas mitigadoras (FREITAS, 2011).

A implantação de ruas verdes (vias arborizadas que priorizam a circulação de pedestres e ciclistas, com limite de velocidade reduzido) associada a outras tipologias de infraestrutura verde, como jardins de chuva, canteiros pluviais e biovaletas, também poderia ser incentivada, tendo em vista seus efeitos positivos sobre a permeabilidade da paisagem (FERNANDEZ-JURICIC, 2000; PENA, 2017; PENA *et al.*, 2017a) e a provisão de serviços ecossistêmicos (MULLANEY; LUCKE; TRUEMAN, 2015).

⁸⁶ Como perda e fragmentação dos habitats; criação de barreira física; atropelamentos; alterações microclimáticas; poluição sonora e luminosa; entre outros (BAGER *et al.*, 2016; VAN DER REE *et al.*, 2011).

Dessa forma, é necessário planejar a arborização viária considerando a funcionalidade das paisagens urbanas (PENA, 2017). Contudo, um fator importante que dificulta a implantação da arborização viária no recorte de estudo e em outras paisagens urbanas brasileiras refere-se às diversas funções atribuídas às calçadas e aos canteiros centrais. As árvores convivem em desvantagem diante dos demais equipamentos urbanos, como fiações elétricas, postes de iluminação e sistemas de água e esgoto (ROSSETTI; PELLEGRINO; TAVARES, 2010). Muitas vias do recorte de estudo não possuem espaço físico suficiente na calçada para a implantação da vegetação (RUDOLPHO; DEBATIN; SANTIAGO, 2018). Esses fatores, aliados à falta de planejamento e gestão da arborização, geram transtornos e prejuízos, como: rompimento de redes de esgoto, obstáculos para a circulação de pedestres e ciclistas, e acidentes envolvendo pessoas, veículos e edificações. Além disso, quando existentes, as calçadas são dominadas por poucas espécies de árvores (na sua maioria exóticas). Essa homogeneização da arborização viária e uso excessivo de espécies não nativas pode facilitar o estabelecimento de processos de invasão biológica, acarretando perda de biodiversidade⁸⁷.

Para minimizar esses conflitos, o planejamento da arborização viária deve considerar as características do meio urbano, como o espaço físico disponível, a ocorrência e o posicionamento das redes de infraestrutura aérea e subterrânea, e as características biológicas, morfológicas e fenológicas da vegetação.

Nos casos em que a rede de energia elétrica representar um obstáculo para a arborização viária local, a substituição ou adaptação da rede convencional atual por redes de distribuição aérea compactas ou protegidas, que ocupam menor espaço, permitiriam o contato entre a fiação e a arborização, reduzindo a necessidade de podas drásticas em árvores de grande porte. Outra possibilidade consiste na adoção de redes de distribuição subterrâneas que, apesar de demandarem um investimento maior para implantação, forneceriam maior segurança, redução das interrupções e dos custos de manutenção, melhoria estética da paisagem urbana e a oportunidade de inserção de espécies arbóreas nativas de médio e grande porte, sem gerar conflito com as fiações.

Além de mitigar os impactos negativos do sistema viário, também é necessário reduzir os efeitos deletérios acarretados pelas edificações. As edificações constituem-se em

⁸⁷ Segundo a União Internacional para Conservação da Natureza (IUNC, 2000), a invasão biológica é considerada a segunda maior causa de perda de biodiversidade do mundo.

barreiras para a movimentação de muitas espécies de aves. Estima-se que, em média, 599 milhões de aves morrem anualmente vítimas de colisões em edifícios somente nos Estados Unidos, onde há registro de dados desse monitoramento (LOSS *et al.*, 2014). No Brasil, apesar de escassos os estudos sobre o tema, o problema pode ser ainda maior, considerando a sua rica diversidade de aves, com 1.919 espécies (PIACENTINI *et al.*, 2015), mais do que o dobro da diversidade da avifauna americana, com 860 espécies (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2020).

Portanto, diante da crescente verticalização da paisagem urbana da Bacia, ações para reduzir a mortalidade das aves por colisões em edifícios serão necessárias em todos os tipos de edificação. Arquitetos, engenheiros, urbanistas, paisagistas e gestores públicos são fundamentais para prevenir e minimizar esse impacto.

Existem vários parâmetros que poderiam ser incorporados no Código de Construções do Município para a construção de edifícios mais amigáveis às aves, assim como formas de reduzir a sua mortalidade em edifícios já construídos. O emprego de paredes verdes, proteções solares, uso de vidros opacos e translúcidos, aplicação de serigrafia e/ou películas nos vidros são algumas das soluções, já que criam barreiras visuais que permitem que as aves sejam capazes de detectar a presença de um obstáculo⁸⁸ (SHEPPARD; PHILLIPS, 2015).

Conforme visto nesta seção, vários instrumentos de planejamento e gestão territorial e paisagístico poderiam ser adotados a fim de manter e restaurar a conectividade funcional da paisagem para as espécies de aves estudadas e para outras espécies menos ou igualmente sensíveis à fragmentação da paisagem da Bacia.

A implementação desses instrumentos depende, por sua vez, de processos inovadores de planejamento e gestão no município, que parecem ainda não terem sido criados. Uma pesquisa realizada pelo autor no Portal Leis Municipais⁸⁹ revelou que, até o momento da pesquisa, poucos instrumentos econômicos e voluntários haviam sido implementados em Blumenau (APÊNDICE W: Estado atual de implementação dos instrumentos de planejamento e gestão territorial e paisagístico no município de

⁸⁸ Por exemplo, a cidade de Nova Iorque, nos Estados Unidos, inovou ao aprovar, em dezembro de 2019, um projeto de lei que atualizará o código de construções com regras de projeto para tornar os edifícios mais seguros para as aves. Entre as exigências, destaca-se a utilização de materiais como o vidro estampado, tornando as superfícies transparentes mais visíveis para as aves. O projeto de lei deverá entrar em vigor em dezembro de 2020 e será válido para a construção de novas edificações e reformas (POON, 2019).

⁸⁹ Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/prefeitura/sc/blumenau>.

Blumenau/SC), perdendo-se a oportunidade de se desfrutar dos múltiplos benefícios que esses dispositivos poderiam conferir à manutenção e à restauração da conectividade, à conservação da biodiversidade e à melhoria da qualidade de vida na paisagem urbana.

Fundamentadas nessas e em outras informações expostas ao longo do trabalho, são apresentadas, no próximo capítulo, as conclusões e as recomendações para trabalhos futuros.



6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Amadonastur lacernulatus (gavião-pombo-pequeno). Status de ameaça: vulnerável de extinção no mundo (IUNC, 2017) e no Brasil (MMA, 2014b). Habita a Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau-SC. Fonte: José Luiz Santos (2012).

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A conectividade possui função essencial na paisagem, facilitando o movimento de organismos, o intercâmbio genético e outros fluxos ecológicos que são fundamentais para a sobrevivência das espécies e para a provisão dos serviços ecossistêmicos dos quais os seres humanos dependem.

A manutenção e a restauração da conectividade funcional da paisagem tornaram-se um desafio para a conservação da biodiversidade, especialmente em pequenas e médias cidades, onde as áreas urbanas estão se expandindo aceleradamente e alterando a configuração e a permeabilidade da paisagem.

Apesar do potencial de conservação da biodiversidade em áreas urbanas e da importância da conectividade para a sua conservação, o conhecimento sobre a conectividade funcional nas paisagens urbanas é limitado, comprometendo a capacidade de urbanistas e arquitetos paisagistas de planejarem e gerenciarem a estrutura da paisagem, a fim de manter e restaurar a conectividade e proteger com mais eficiência a biodiversidade.

Essa falta de conhecimento está presente especialmente em países altamente biodiversos, como o Brasil, onde poucos estudos foram publicados até o momento.

Com o intuito de contribuir para diminuir essas lacunas de conhecimento, a presente pesquisa analisou a conectividade funcional de uma paisagem urbana brasileira (Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC) para espécies de aves locais, gerando subsídios para incorporar avaliações do grau de permeabilidade da paisagem para manutenção da movimentação da fauna e, assim, a conservação da biodiversidade no processo de planejamento territorial e paisagístico brasileiro.

6.1 QUANTO À CONECTIVIDADE FUNCIONAL DA PAISAGEM DO RECORTE DE ESTUDO

Os resultados da aplicação dos procedimentos metodológicos, no recorte de estudo, permitiram compreender as influências de diferentes tipos de cobertura do solo sobre o movimento das espécies de aves locais e identificar as áreas de maior importância para a conectividade funcional da paisagem.

De acordo com os especialistas consultados nas duas rodadas de questionário, tipos de cobertura do solo estruturalmente mais parecidos com os habitats naturais das espécies

de aves florestais, como vegetação arbórea nativa e por conseguinte, vegetação arbórea exótica, são mais permeáveis ao movimento das espécies do que tipos de cobertura do solo estruturalmente mais diferentes, como edificações de pequeno, médio e grande porte, solo exposto, britado e impermeabilizado, e sistema viário.

Espacialmente, os caminhos simulados para as três espécies apresentaram alto grau de concordância espacial, ou seja, estavam muito próximos entre si. Isso está relacionado à baixa permeabilidade das paisagens urbanas, nas quais alguns componentes da matriz (como edificações e outras estruturas e superfícies artificiais criadas pelo homem) impedem as espécies de se deslocarem entre manchas de habitat, diminuindo as possibilidades de deslocamento. Consequentemente, foi possível observar que na área mais urbanizada do recorte (porção menos permeável da paisagem), os caminhos simulados estavam mais congruentes entre si do que na área menos urbanizada (porção mais permeável).

A alta concordância espacial, encontrada entre caminhos de menor custo de espécies com mesmo tipo de habitat, é um indicativo de eficiência na identificação dos tipos de cobertura do solo e das áreas mais permeáveis da paisagem (PENA, 2017). Além disso, o alto grau de congruência espacial indica que os caminhos obtidos podem favorecer o movimento de muitas outras espécies de habitat florestal, que co-ocorrem no recorte de estudo e que são menos ou igualmente sensíveis à fragmentação da paisagem.

Mesmo com o alto grau de concordância espacial encontrado, foi possível identificar pontos de divergência entre os caminhos de menor custo das espécies⁹⁰, evidenciando-se, assim, que as respostas das espécies à heterogeneidade da paisagem variam, mesmo entre espécies com o mesmo tipo de habitat.

O cruzamento dos caminhos de menor custo com os mapas temáticos do recorte de estudo revelou que a vegetação arbórea nativa foi o tipo de cobertura do solo mais cruzado pelas simulações sendo, assim, o tipo de cobertura do solo que mais contribui para o movimento das três espécies de aves. Portanto, esse tipo de cobertura do solo pode ser utilizado para aumentar a conectividade funcional da paisagem estudada. Já as edificações de médio e grande porte foram os tipos de cobertura do solo menos cruzados, pois representam barreiras ao movimento. O cruzamento possibilitou, ainda, identificar as manchas de vegetação arbórea nativa que funcionam como trampolins ecológicos,

⁹⁰ Devido aos aspectos comportamentais de cada espécie consideradas nas superfícies de resistência.

facilitando os movimentos das espécies entre as manchas de habitat. As áreas de maior importância para a conectividade funcional localizam-se, predominantemente, em Áreas de Preservação Permanente (APPs), na sua maioria associada a cursos de água, nascentes e lagoas; e em áreas com baixa declividade (<30%), sujeitas à urbanização e, muitas delas, suscetíveis à inundação. Devido à falta de espaços públicos, a maior parte está localizada em propriedades privadas, em zona residencial de média densidade, sem limitação de altura.

Tendo em vista que o crescente aumento da população da Bacia será provavelmente acompanhado por um maior desenvolvimento de infraestruturas urbanas (como edificações e sistema viário⁹¹, os quais, conforme constatado, são pouco ou nada permeáveis ao movimento das espécies de aves florestais locais), estratégias de planejamento que visem a manter e restaurar a conectividade funcional da paisagem tornam-se, a cada dia, mais necessárias.

Diante desse cenário, sugere-se duas estratégias de planejamento complementares: conservar, recuperar e estimular o uso de vegetação arbórea nativa nas áreas mais propensas a serem utilizadas como corredores pelas espécies; e mitigar os impactos negativos do sistema viário e das edificações, especialmente nos trechos em que os caminhos de menor custo cruzam ou tangenciam esses elementos.

Para viabilizar as estratégias, vários instrumentos de planejamento e gestão territorial e paisagístico (normativos, econômicos e voluntários) poderiam ser adotados. Contudo, a implementação desses instrumentos depende de processos inovadores de planejamento e gestão nos municípios. É sabido, no entanto, que muitas cidades brasileiras não possuem uma estrutura administrativa adequada para o exercício do planejamento e da gestão do território e da paisagem no que se refere à recursos técnicos, humanos, tecnológicos e financeiros (SANTOS JÚNIOR; SILVA; SANT'ANA, 2011). Em Blumenau/SC, por exemplo, poucos instrumentos econômicos e voluntários, que poderiam contribuir para manter e restaurar a conectividade funcional da paisagem e a conservação da biodiversidade foram, até o momento, implementados.

Considerando essa realidade e tendo em vista que as divisões político-administrativas e naturais (como municípios e bacias hidrográficas) são geralmente insuficientes para determinar os fluxos da fauna, a constituição de consórcios

⁹¹ Por exemplo, atualmente, vias importantes do recorte de estudo como a Via Expressa Paul Fritz Kuehnrich e a rodovia BR-470 estão sendo ampliadas, o que oferece novas ameaças à movimentação da fauna.

intermunicipais, ou de outras formas de cooperação entre os municípios para o planejamento e gestão regionalizada da biodiversidade, poderia ser adotada. Além disso, a comunidade científico-acadêmica poderia transferir ativamente o seu conhecimento técnico para auxiliar nas tomadas de decisão desse e de outros municípios e regiões brasileiras, e ajudá-los na elaboração e/ou melhoria de políticas públicas que visem a promover a conectividade funcional da paisagem e a conservação da biodiversidade, levando-se em conta os processos sociopolíticos que moldam o planejamento e a gestão do território e da paisagem (PENA, 2017).

No entanto, cabe destacar que o atual cenário político e econômico brasileiro impõe grandes desafios para a ciência da biodiversidade brasileira.

As evidências científicas vêm sendo sistematicamente desconsideradas pelo grupo hegemônico que detém o poder no Brasil (PETTORELLI *et al.*, 2019).

Nos últimos anos, o governo federal tem proposto e aprovado uma variedade de iniciativas, leis e decretos que enfraquecem e ameaçam a conservação da biodiversidade do País (FERNANDES *et al.*, 2017; MAGNUSSON *et al.*, 2018; METZGER *et al.*, 2019; PHILLIPS, 2019; SOARES-FILHO *et al.*, 2014; VIOLA; GONÇALVES, 2019). Essas iniciativas – em conjunto com os sucessivos e impactantes cortes e contingenciamentos orçamentários impostos para a ciência, a educação e as instituições de ensino e de pesquisa (ANGELO, 2017; ESCOBAR, 2016, 2019; FERNANDES *et al.*, 2017) – afetam grandemente a capacidade do Brasil em gerar novos conhecimentos sobre a sua própria biodiversidade e de protegê-la (FERNANDES *et al.*, 2017; MAGNUSSON *et al.*, 2018).

Em países altamente biodiversos como o Brasil, com imensas lacunas de conhecimento sobre gestão do meio ambiente e, ao mesmo tempo, predominando o uso insustentável dos recursos naturais, os investimentos em pesquisa sobre biodiversidade precisam ser vistos não como um problema, mas como parte essencial da solução a longo prazo para a crise (FERNANDES *et al.*, 2017).

Para tanto, são necessárias respostas públicas coordenadas que impeçam que grupos políticos anti-intelectuais, antidemocráticos e com interesses específicos (que detém o poder no Brasil) usem a crise política e econômica para enfraquecer e ameaçar ainda mais o financiamento da ciência, a legislação ambiental, a aplicação da lei, e as atividades e segurança pessoal de ativistas, pesquisadores e profissionais que atuam em prol da conservação da biodiversidade no País (MAGNUSSON *et al.*, 2018; PETTORELLI *et al.*, 2019).

6.2 QUANTO AOS PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

As ortofotos aéreas com alta resolução espacial (0,39m), associadas à escala de trabalho adotada no processo de interpretação visual (1/2.000, no monitor), foram de extrema importância, pois permitiram caracterizar, em detalhe, os diferentes tipos de cobertura do solo do recorte estudado.

Os municípios brasileiros que não dispuserem de imagens aéreas com alta resolução espacial podem se beneficiar das imagens dos satélites SPOT e Pleiades (com resolução espacial de 1,5m e 0,5m, respectivamente), disponibilizadas gratuitamente pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) desde 2016.

Apesar da técnica de interpretação visual ter se mostrado adequada para classificar, em escala fina, a heterogeneidade da cobertura do solo, é importante destacar que o seu processo demanda uma significativa quantidade de tempo (mesmo o intérprete possuindo amplo conhecimento sobre o recorte estudado), podendo ser inviável em áreas com grandes extensões territoriais. Além disso, o processo de interpretação visual pode ser subjetivo e irrepetível, pois as experiências e as habilidades entre intérpretes variam (ZHOU *et al.*, 2014).

Para processos de interpretação de imagens mais rápidos e objetivos, outros métodos poderiam ser utilizados, como técnicas de classificação automática em conjunto com a metodologia de álgebra de mapas (PENA, 2017); integração de técnicas de interpretação visual com classificação baseada em objetos (ZHOU *et al.*, 2014); entre outros.

No que tange ao Método Delphi (consulta a especialistas), adotado no presente estudo para definir as superfícies de resistência, este mostrou-se bastante eficiente em termos de tempo e custo, mesmo que a preparação para a técnica e a sua natureza interativa tenha exigido um esforço considerável do coordenador da pesquisa.

O Método Delphi permitiu coletar a opinião de especialistas altamente qualificados e que não poderiam ser reunidos fisicamente devido à ampla distribuição geográfica, o que o torna especialmente relevante e adequado para países emergentes ou em desenvolvimento, como o Brasil, onde orçamentos restritos limitam a consulta de especialistas em reuniões presenciais.

Ao contrário dos métodos de interação simples, como questionários e entrevistas, que não fornecem *feedback* individual, a natureza interativa do Método Delphi conferiu

maior credibilidade ao resultado final, permitindo que os especialistas reavaliassem as suas respostas, à luz das respostas do grupo.

Dada a escassez de dados empíricos sobre o movimento de muitas espécies, a opinião de especialistas é a única opção disponível para parametrização das superfícies de resistência e, em muitos casos, a urgência em ações de conservação requer que a opinião especializada seja utilizada como uma solução provisória até a obtenção de dados empíricos (ZELLER; MCGARIGAL; WHITELEY, 2012).

Porém, é importante destacar que a opinião de especialistas nunca deve ser utilizada para substituir dados reais quando estes estiverem disponíveis ou quando houver a oportunidade de coletá-los (PULLINGER; JOHNSON, 2010; MUKHERJEE *et al.*, 2015), pois pode não estimar, com precisão, os efeitos paisagísticos sobre o movimento das espécies (ZELLER; MCGARIGAL; WHITELEY, 2012).

No entanto, quando o processo é repetível e transparente, e um método apropriado de coleta de dados é incorporado, o conhecimento especializado pode ser uma fonte prática e confiável de informação para melhorar a compreensão sobre processos ecológicos em paisagens pouco estudadas (DRESCHER *et al.*, 2013; PENA, 2017; PERERA; DREW; JOHNSON, 2012).

Em relação à modelagem de caminhos de menor custo, o software *Landscape Corridors* mostrou-se uma ferramenta eficiente para simular e indicar as áreas de maior importância para a conectividade funcional da paisagem para as espécies de aves.

A inclusão de informações comportamentais das espécies, como a capacidade de dispersão máxima na matriz, teria, provavelmente, melhorado o modelo. Contudo, dados científicos dessa natureza, para as espécies em estudo, não foram encontrados na época da pesquisa.

O movimento é um componente essencial da conectividade funcional e é importante reconhecer que uma variedade de outros fatores (além dos tipos de cobertura do solo investigados) podem influenciá-lo, como: ruído, intensidade de tráfego, iluminação, superfície e largura das estradas, entre outros (ASSIS; GIACOMINI; RIBEIRO, 2019).

Embora a metodologia construída neste estudo possa requerer mais refinamento, ela fornece, de forma original e inédita, um passo inicial para auxiliar pesquisadores, professores, estudantes, urbanistas, arquitetos paisagistas e outros profissionais afins, a incorporarem – tanto no âmbito da pesquisa, como no da formação e no do exercício

profissional – avaliações de conectividade funcional da paisagem, visando à conservação da biodiversidade no processo de planejamento territorial e paisagístico brasileiro.

6.3 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A fim de ampliar o conhecimento referente à temática abordada, recomenda-se para novos trabalhos:

- a) Realizar estudos empíricos sobre a área de vida mínima necessária para a sobrevivência das espécies de aves estudadas, bem como sobre as suas capacidades de deslocamento máximo em diferentes tipos de matriz;
- b) Classificar o sistema viário quanto à largura, tipo de pavimento, intensidade de tráfego, ruído e características da vegetação adjacente, pois esses fatores podem influenciar o movimento de algumas espécies;
- c) Avaliar, a partir de dados empíricos sobre o movimento das espécies (quando estes estiverem disponíveis), se as superfícies de resistência geradas com base na opinião de especialistas descreveram com precisão as áreas de maior importância para a conectividade funcional da paisagem para as espécies de aves;
- d) Realizar estudos sobre o tema "ecologia de estradas" no recorte de estudo, com vistas a mitigar os impactos negativos do sistema viário sobre a biodiversidade;
- e) Cruzar os caminhos de menor custo das três espécies de aves com outras informações temáticas, como custo da terra e interesse do proprietário privado em colaborar com a manutenção e restauração da conectividade;
- f) Compreender a percepção de urbanistas, arquitetos, paisagistas, engenheiros, gestores públicos e proprietários privados acerca das áreas perpassadas pelos caminhos de menor custo das três espécies de aves, e que, portanto, são potenciais para a conservação e restauração da conectividade funcional da paisagem;

g) Analisar a conectividade funcional da paisagem do recorte de estudo sob a perspectiva de espécies de aves menos exigentes ao grau de fragmentação do habitat e de espécies pertencentes a outros grupos taxonômicos, como: aracnídeos, insetos, répteis, anfíbios, mamíferos e plantas, dependentes de diferentes tipos de habitat.



REFERÊNCIAS

Crypturellus noctivagus (jaó-do-sul). Status de ameaça: vulnerável de extinção no Brasil (MMA, 2014b) e ameaçada em Santa Catarina (CONSEMA, 2011). Habita a Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau-SC. Fonte: Vilde E. Florencio (2018).

REFERÊNCIAS

ADRIAENSEN, F.; CHARDON, J. P.; DE BLUST, G.; SWINNEN, E.; VILLALBA, S.; GULINCK, H.; MATTHYSEN, E. The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. **Landscape and Urban Planning**, v. 64, n. 4, p. 233-247, ago. 2003.

AHERN, J. Green infrastructure for cities: the spatial dimension. *In*: NOVOTNY, V.; BROWN, P. R. (ed.) **Cities of the future: towards integrated sustainable water, landscape and infrastructure management**. London: IWA Publishing, 2007. p. 267-283.

AHERN, J.; PELLEGRINO, P.; BECKER, N. Infraestrutura verde: desempenho, estética, custos e método. *In*: COSTA, L. M. S. A.; MACHADO, D. B. P. (org.). **Conectividade e resiliência: estratégias de projeto para a metrópole**. Rio de Janeiro: Rio Books: PROURB, 2012.

ANDERSON, P. S. **Fundamentos para fotointerpretação**. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Cartografia, 1982.

ANGELO, C. Brazilian scientists reeling as federal funds slashed by nearly half. **Nature**, 2017. Disponível em: [10.1038/nature.2017.21766](https://doi.org/10.1038/nature.2017.21766). Acesso em: 17 nov. 2020.

ANGELONE, S.; HOLDEREGGER, R. Population genetics suggests effectiveness of habitat connectivity measures for the European tree frog in Switzerland. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 4, p. 879-887, ago. 2009.

ANGEOLETTO, F.; FELLOWES, M. D. E.; ESSI, L.; SANTOS, J. W. M. C.; JOHANN, J. M.; LEANDRO, D. S.; MENDONÇA, N. M. Ecología urbana y planificación: una convergencia ineludible. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 23, p. 01-07, jul. 2019.

ANGEOLETTO, F.; GARCÍA, S. B.; GONZÁLEZ, M. M. La antítesis ciudad/naturaleza en el planeamiento urbano de Brasil. *In*: ALISEDA, J. M.; CONDESSO, F. R.; SERRANO, J. C. (org.). **Nuevas tendencias en la ordenación del territorio**. Cáceres: Editora de la Universidad de Cáceres, 2009. p. 215-223.

ANGEOLETTO, F.; RICHARD, E.; DUARTE, T. E. P. N.; VACCHIANO, M. C.; LEANDRO, D. S.; ESSY, C. Quemando incienso en altares cercanos: los jardines domésticos urbanos como espacios de conservación biológica. **Paisagem e ambiente: ensaios**, n. 41, p. 127-140, 2018.

ANUNCIACÃO, P. R.; GRILO, C. Análise do comportamento espacial com recurso à telemetria. *In*: BAGER, A. **Infraestrutura viária & biodiversidade: métodos e diagnósticos**. Lavras: Ed. UFLA, 2018. p. 85-100.

ARMSON, D.; STRINGER, P.; ENNOS, A. R. The effect of street trees and amenity grass on urban surface water runoff in Manchester, UK. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 12, n. 3, p. 282-286, maio 2013.

ARONSON, M. F. J.; LEPCZYK, C. A.; EVANS, K. L.; GODDARD, M. A.; LERMAN, S. B.; MACIVOR, J. S.; NILON, C. H.; VARGO, T. Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 15, n. 4, p. 189-196, abr. 2017.

ARONSON, M. F. J.; PATEL, M. V.; O'NEILL, K. M.; EHRENFELD, J. G. Urban riparian systems function as corridors for both native and invasive plant species. **Biological Invasions**, v. 19, p. 3645-3657, out. 2017.

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, p. 365-374, abr. 2019.

ASSUNÇÃO, L. G.; ZIMMERMANN, C. E. Florestas ciliares urbanas como corredor ecológico para a conservação da biodiversidade. *In: Congresso Brasileiro de Ecologia*, 9., 2009, São Lourenço, MG. **Anais [...]**. São Lourenço, MG, 2009. p. 1-3.

AWADE, M.; METZGER, J. P. Importance of functional connectivity to evaluate the effect of habitat fragmentation for three Atlantic rainforests birds. **Austral Ecology**, v. 33, n. 7, p. 863-871, nov. 2008.

BAGER, A.; LUCAS, P. S.; BOURSCHUIT, A.; KUCZACH, A.; MAIA, B. Os Caminhos da Conservação da Biodiversidade Brasileira frente aos Impactos da Infraestrutura Viária. **Biodiversidade Brasileira**, v. 6, n. 1, p. 75-86, 2016.

BARDIN, L. **Análise de conteúdo**. Lisboa: Edições 70, 1991.

BARTH, B. J.; FITZGIBBON, S. I.; WILSON, R. S. New urban developments that retain more remnant trees have greater bird diversity. **Landscape and Urban Planning**, v. 136, p. 122-129, abr. 2015.

BAUM, K. A.; HAYNES, K. J.; DILLEMTH, F. P.; CRONIN, J. T. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2671-2676, out. 2004.

BENCKE, G. A.; MAURÍCIO, G. N.; DEVELEY, P. F.; GOERCK, J. M. (org.). **Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil**. Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasil, 2006.

BENEDICT, M. A.; MCMAHON, E. T. **Green Infrastructure**. Linking landscapes and communities. Washington, DC: Island Press, 2006.

BENTEN, A.; ANNIGHÖFER, P.; VOR, T. Wildlife warning reflectors' potential to mitigate wildlife-vehicle collisions — A review on the evaluation methods. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 6, n. 37, p. 1-12, abr. 2018.

BIRD LIFE INTERNATIONAL. **Country profile: USA**. Disponível em: <http://datazone.birdlife.org/country/usa>. Acesso em: 17 nov. 2020.

BLANK, L.; VASL, A.; LEVY, S.; GRANT, G.; KADAS, G.; DAFNI, A.; BLAUSTEIN, L. Directions in green roof research: A bibliometric study. **Building and Environment**, v. 66, p. 23-28, ago. 2013.

BLUMENAU. **Lei complementar nº 751, de 23 de março de 2010**. Dispõe sobre o Código de zoneamento, uso e ocupação do solo no Município de Blumenau e dá outras providências. Blumenau, SC: Prefeitura Municipal, 2010. Disponível em: <http://leismunicipa.is/ifdna>. Acesso em: 10 ago. 2019.

BLUMENAU. **Lei complementar nº 1.174, de 07 de fevereiro de 2018**. Acrescenta seção XXI com artigos 63-a, 63-b, 63-c, 63-d e 63-e ao capítulo vi da lei complementar nº 1.030, de 18 de dezembro de 2015, para regular a utilização de "telhado verde" nas edificações. Blumenau, SC: Prefeitura Municipal, 2018. Disponível em: <http://leismunicipa.is/evuki>. Acesso em: 10 ago. 2019.

BLUMENAU. **Lei complementar nº 1.181, de 02 de abril de 2018**. Dispõe sobre o Plano Diretor do Município de Blumenau. Blumenau, SC: Prefeitura Municipal, 2018. Disponível em: <http://leismunicipa.is/juvrt>. Acesso em: 10 ago. 2019.

BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, J. P. Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, v. 40, n. 3, p. 273-276, jan. 2008.

BOSCOLO, D.; FERREIRA, P. A.; LOPES, L. E. Da matriz à matiz: em busca de uma abordagem funcional na Ecologia de Paisagens. **Filosofia e História da Biologia**, v. 11, n. 2, p. 157-187, jul./dez. 2016.

BRAAKER, S.; GHAZOUL, J.; OBRIST, M. K.; MORETTI, M. Habitat connectivity shapes urban arthropod communities: the key role of green roofs. **Ecology**, v. 95, n. 4, p. 1010-1021, abr. 2014.

BRASIL. **Lei nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979**. Dispõe sobre o parcelamento do solo urbano e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 1979. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6766.htm. Acesso em: 08 ago. 2019.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2000. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9995.htm. Acesso em: 08 ago. 2019.

BRASIL. **Lei nº 10.527, de 10 de julho de 2001**. Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2001. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/leis_2001/l10257.htm. Acesso em: 08 ago. 2019.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e

11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 08 ago. 2019.

BRENNEISEN, S. Space for urban wildlife: designing green roofs as habitats in Switzerland. **Urban Habitats**, v. 4, n. 1, p. 27-36, jan. 2006.

BRITO, R. O.; MARQUES, C. F. Pagamento por serviços ambientais: uma análise do icms ecológico nos estados brasileiros. **Planejamento e políticas públicas**, n. 49, p. 357-383, jul./dez. 2017.

BRITTO, F. **Corredores ecológicos**: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas. 2. ed. Florianópolis: EDUFSC, 2012.

BUCHANAN, B. W. Effects of enhanced lighting on the behavior of nocturnal frogs. **Animal behavior**, v. 45, p. 893-899, 1993.

BULTE, E. H.; LIPPER, L.; STRINGER, R.; ZILBERMAN, D. Payments for ecosystem services and poverty reduction: concepts, issues, and empirical perspectives. **Environment and Development Economics**, v. 13, n. 3, p. 245-254, jun. 2008.

BUREL, F.; BAUDRY, J. **Ecología del paisaje**. Madrid: Artes Gráficas Cuesta, 2002.

BUSKIRK, J. V. Permeability of the landscape matrix between amphibian breeding sites. **Ecology and Evolution**, v. 2, n. 12, p. 3160-3167, dez. 2012.

CARRANO, E. *Sporophila frontalis* (Verreaux, 1869). In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PLAGIA, A.P. (ed.) **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Volume II. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Fundação Biodiversitas, 2008. p. 544-545.

CBD – CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Brazil - main details**. Disponível em: <https://www.cbd.int/countries/profile/?country=br>. Acesso em: 02 nov. 2020.

CEPAL. Comissão Econômica para a América Latina e o Caribe. **A ineficiência da desigualdade**. Santiago, 2018. Disponível em: https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/43569/4/S1800303_pt.pdf. Acesso em: 31 jul. 2019.

CERRA, J. F. Emerging strategies for voluntary urban ecological stewardship on private property. **Landscape and Urban Planning**, v. 157, p. 586-597, jan. 2017.

CHAN, A. L. S.; CHOW, T. T. Energy and economic performance of green roof system under future climatic conditions in Hong Kong. **Energy and Buildings**, v. 64, p. 182-198, set. 2013.

CHIQUET, C. **The animal biodiversity of green walls in the urban environment**. 2014. Thesis, Philosophy Department, Staffordshire University, Staffordshire, 2014.

CHIQUET, C.; DOVER, J. W.; MITCHELL, P. Birds and the Urban Environment: The Value of Green Walls. **Urban Ecosystems**, v. 16, n. 3, p. 453-462, set. 2013

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgar Blucher, 1999.

CNRPPN. Confederação Nacional de Reservas Particulares do Patrimônio Natural. **Painel de Indicadores da Confederação Nacional de RPPN**. 2020. Disponível em: https://datastudio.google.com/reporting/0B_Gpf05aV2RrNHRvR3kwX2ppSUE/page/J7k. Acesso em: 29 maio 2020.

COELHO, L. L. A contribuição das compensações ambientais para a constituição de um sistema de espaços livres públicos na cidade de São Paulo. **Paisagem e ambiente: ensaios**, n. 26, p. 143-164, 2009.

COFFIN, A. W. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. **Journal of Transport Geography**, v. 15, n. 5, p. 396-406, set. 2007.

COFFMAN, R. R.; WAITE, T. Vegetated roofs as reconciled habitats: Rapid assays beyond mere species counts. **Urban Habitats**, v. 6, n. 1, jul. 2011. Disponível em: http://www.urbanhabitats.org/v06n01/vegetatedroofs_full.html. Acesso em: 22 maio 2017.

COLLI, G.R.; ACCACIO, G. de M.; ANTONINI, Y.; CONSTANTINO, R.; FRANCESCHINELLI, E. V.; LAPS, R. R.; SCARIOT, A.; VIEIRA, M. V.; WIEDERHECKER, H. C. A fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira: uma síntese. *In*: RAMBALDI, D. M. e OLIVEIRA, D. A. S. de (org.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 317-324.

CONSEMA. Conselho Estadual do Meio Ambiente. **Resolução nº 002**, de 06 de dezembro de 2011. Reconhece a Lista Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Estado de Santa Catarina e dá outras providências. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br>. Acesso em: 20 jul. 2017.

CORMIER, N. S.; PELLEGRINO, P. R. M. Infraestrutura verde: uma estratégia paisagística para a água urbana. **Paisagem e ambiente: ensaios**, n. 25, p. 125-142, jun. 2008.

CORREA AYRAM, C. A.; MENDOZA, M. E.; ETTER, A.; SALICRUP, D. R. P. Habitat connectivity in biodiversity conservation: A review of recent studies and applications. **Progress in Physical Geography**, v. 40, n. 1, p. 7-37, ago. 2015.

COSTA, C. S. Jardins Verticais – uma oportunidade para as nossas cidades? **Arquitextos**, n. 133.06, jul. 2011. Disponível em: <http://www.vitruvius.com.br/revistas/read/arquitextos/12.133/3941>. Acesso em: 16 jul. 2019.

CRESWELL, J. W.; PLANO CLARK, V. L. **Designing and conducting mixed methods research**. 2. ed. Los Angeles: SAGE Publications, 2011.

CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. Connectivity conservation: maintaining connections for nature. *In*: CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. (ed.). **Connectivity conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. p. 1-20.

CROUZEILLES, R.; LORINI, M. L.; GRELE, 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, dez. 2010.

CURITIBA. **Lei nº 9.806, de 03 de janeiro de 2000**. Institui o código florestal do Município de Curitiba, revoga as leis nº 8353/93 e 8436/94, e dá outras providências. Curitiba, PR: Prefeitura Municipal, 2000. Disponível em: <http://leismunicipa.is/dcneq>. Acesso em: 25 jun. 2019.

DA SILVA, L. G.; RIBEIRO, M. C.; HASUI, É.; DA COSTA, C. A.; DA CUNHA, R. G. T. Patch size, functional isolation, visibility and matrix permeability influences neotropical primate occurrence within highly fragmented landscapes. **PLoS ONE**, v. 10, n. 2, p. 1-20, fev. 2015.

DA SILVEIRA, N. S.; NIEBUHR, B. B. S.; MUYLEAERT, R. L.; RIBEIRO, M. C.; PIZO, M. A. Effects of land cover on the movement of frugivorous birds in a heterogeneous landscape. **PLoS ONE**, v. 11, n. 6, p. 1-19, jun. 2016.

DEARBORN, D. C.; KARK, S. Motivations for conserving urban biodiversity. **Conservation Biology**, v. 24, n. 2, p. 432-440, abr. 2010.

DEGEN, T.; MITESSER, O.; PERKIN, E. K.; WEIß, N.; OEHLERT, M.; MATTIG, E.; HOLKER, F. Street lighting: Sex-independent impacts on moth movement. **Journal of Animal Ecology**, v. 85, n. 5, p. 1352-1360, set. 2016.

DEL HOYO, J.; ELLIOT, A.; SARGATAL, J.; CHRISTIE, D. A. (ed.). **Handbook of the Birds of the World**. Vols. 1-16. Barcelona: Lynx Edicions, 1992-2011.

DEVELEY, P. F.; PONGILUPPI, T. Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. **Biota Neotropica**. v. 10, n. 4, p. 43-45, dez. 2010.

DIAS, K. S.; DOSSO, E. S.; HALL, A. S.; SCHUCH, A. P.; TOZETTI, A. M. Ecological light pollution affects anuran calling season, daily calling period, and sensitivity to light in natural Brazilian wetlands. **The Science of Nature**, v. 106, n. 46, jul. 2019.

DODD JR., C. K.; BARICHIVICH, W. J.; SMITH, L. L. Effectiveness of a barrier wall and culverts in reducing wildlife mortality on a heavily traveled highway in Florida. **Biological Conservation**, v. 118, n. 5, p. 619 - 631, ago. 2004.

DOVER, J.; SETTELE, J. The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. **Journal of Insect Conservation**, v. 13, n. 1, p. 3-27, jan. 2008.

DRAMSTAD, W. E.; OLSON, J. D.; FORMAN, R. T. T. **Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning**. Washington: Island Press, 1996.

DRESCHER, M.; PERERA, A. H.; JOHNSON, C. J.; BUSE, L. J.; DREW, C. A.; BURGMAN, M. A. Toward rigorous use of expert knowledge in ecological research. **Ecosphere**, v. 4, n. 7, p. 1-26, jul. 2013.

DULAC, J. **Global Land Transport Infrastructure Requirements: Estimating Road and Railway Infrastructure Capacity and Costs to 2050**. Paris: International Energy Agency, 2013. 54p.

DURLO, M. A.; SUTILI, F. J. **Bioengenharia: Manejo biotécnico de cursos de água**. 3a ed. Santa Maria: Pallotti, 2014.

ELMQVIST, T.; REDMAN, C. L.; BARTHEL, S.; COSTANZA, R. History of urbanization and the missing ecology. *In*: ELMQVIST, T.; FRAGKIAS, M.; GOODNESS, J.; GÜNERALP, B.; MARCOTULLIO, P. J.; MCDONALD, R. I.; PARNELL, S.; SCHEWENIUS, M.; SENDSTAD, M.; SETO, K. C.; WILKINSON, C. (ed.). **Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities**. New York: Springer, 2013. p. 13-30.

EPPS, C. W.; WEHAUSEN, J. D.; BLEICH, V. C.; TORRES, S. G.; BRASHARES, J. S. Optimizing dispersal and corridor models using landscape genetics. **Journal of Applied Ecology**, v. 44, n. 4, p. 714-724, abr. 2007.

ESCOBAR, H. Budget cap would stifle Brazilian science, critics say. **Science**. 18 out. 2016. Disponível em: <https://www.sciencemag.org/news/2016/10/budget-cap-would-stifle-brazilian-science-critics-say>. Acesso em: 29 jan. 2020.

ESCOBAR, H. 'We can't take another hit like this': Brazilian scientists lament big budget freeze. **Science**. 8 abr. 2019. Disponível em: <https://www.sciencemag.org/news/2019/04/we-cant-take-another-hit-brazilian-scientists-lament-big-budget-freeze?fbclid=IwAR3EQOPsuGE4KsulrUfUvLor6zubAW1M2O7VvH8ssUWZy1sEs3cCLZUfWcc>. Acesso em: 29 jan. 2020.

ETHERINGTON, T. R.; PENELOPE HOLLAND, E. Least-cost path length versus accumulated-cost as connectivity measures. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 7, p. 1223-1229, mar. 2013.

EVANS, K. L.; NEWSON, S. E.; GASTON, K. J. Habitat influences on urban avian assemblages. **International Journal of avian science**, v. 151, n. 1, p. 19-39, jan. 2009.

EYCOTT, A. E.; MARZANO, M.; WATTS, K. Filling evidence gaps with expert opinion: The use of Delphi analysis in least-cost modelling of functional connectivity. **Landscape and Urban Planning**, v. 103, n. 3-4, p. 400-409, dez. 2011.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 34, p. 487-515, nov. 2003.

FERNANDES, G. W.; *et al.* Dismantling Brazil's science threatens global biodiversity heritage. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 239-243, jul./set. 2017.

FERNANDEZ-JURICIC, E. Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape. **Conservation Biology**, v. 14, n. 2, p. 513-521, abr. 2000.

FERREIRA, S. A.; PIMENTA, M. M.; MACEDO, M. A. S.; SIQUEIRA, J. R. M. Impacto do ICMS Ecológico nos investimentos em saneamento e gestão ambiental: análise dos municípios do estado do Rio de Janeiro. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 4, n. 2, maio /ago. 2015.

FISRWG. FEDERAL INTERAGENCY STREAM RESTORATION WORKING GROUP. **Stream corridor restoration: principles, processes, and practices**. 1998. Disponível em: http://www.nrcs.usda.gov/technical/stream_restoration/. Acesso em: 12 dez. 2010.

FISCHER, J.; FAZEY, I., BRIESE, R.; LINDENMAYER, D. B. Making the matrix matter: challenges in Australian grazing landscapes. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, p. 561-78, jan. 2005.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global ecology and biogeography**, v. 16, n. 3, p. 265-280, fev. 2007.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 2. Paddock trees as stepping stones. **Biodiversity and Conservation**, v. 11, p. 833-849, maio 2002.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1986.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

FORMAN, R. T. T.; SPERLING, D.; BISSONETTE, J. A.; CLEVINGER, A. P.; CUTSHALL, C. D.; DALE, V. H.; FAHRIG, L.; FRANCE, R.; GOLDMAN, C. R.; HEANUE, K.; JONES, J. A.; SWANSON, F. J.; TURRENTINE, T.; WINTER, T. C. **Road ecology: science and solutions**. Washington, DC: Island Press, 2003.

FORMAN, R. T. T. **Urban ecology: science of cities**. New York: Cambridge University Press, 2014.

FRANK, B.; REFOSCO, J. C. Introdução. In: AUMOND, J. J.; SEVEGNANI, L.; FRANK, B. (org.). **Atlas da Bacia do Itajaí: formação, recursos naturais e ecossistemas**. Blumenau: Edifurb, 2018. p. 13-19.

FRANKLIN, J. F.; LINDENMAYER, D. B. Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity. **PNAS**, v. 106, n. 2, p. 349-350, jan. 2009.

FREITAS, S. R. Ecologia de estradas: o efeito das estradas sobre a vegetação nativa e a biodiversidade. *In: RODO 2010: Simpósio sobre obras rodoviárias*, 3., 2010, São Paulo, SP. **Anais [...]**. São Paulo, SP: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 2011, p. 135-147.

FREITAS, S. R.; BARSZCZ, L. B. A perspectiva da mídia online sobre os acidentes entre veículos e animais em rodovias brasileiras: uma questão de segurança? **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 33, p. 261-276, abr. 2015.

FRISCHENBRUDER, M.; PELLEGRINO, P. Using greenways to reclaim nature in brazilian cities. **Landscape and Urban Planning**, v. 76, n. 1-4, p. 67-78, abr. 2006.

FURTADO, F.; BACELLAR, I. Transferência do direito de construir: bases para a regulação municipal a partir da avaliação de questões na implementação. *In: Conferência Internacional da LARES*, 18., 2018, São Paulo, SP. **Anais [...]**. São Paulo, SP, 2018, p. 1-18.

GAGLIANO, A.; DETOMMASO, M.; NOCERA, F.; EVOLA, G. A multi-criteria methodology for comparing the energy and environmental behavior of cool, green and traditional roofs. **Building and Environment**, v. 90, p. 71-81, ago. 2015.

GALBRUN, L.; SCERRI, L. Sound insulation of lightweight extensive green roofs. **Building and Environment**, v. 116, p. 130-139, maio 2017.

GALLUZI, G.; EYZAGUIRRE, P.; NEGRI, V. Home gardens: neglected hotspots of agrobiodiversity and cultural diversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 13, p. 3635-3654, dez. 2010.

GANEM, R. S. Conservação da biodiversidade em áreas urbanas. **Cadernos Aslegis**, n. 34, p. 41-64, mai./ago. 2008. Disponível em: <http://bd.camara.gov.br/bd/handle/bdcamara/11200>. Acesso em: 10 ago. 2019.

GHODDOSI, S. M.; TORRES, F. S.; MONTEBELLER, T. **Levantamento florístico da Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau - SC**. Blumenau: Relatório Fundação Agência de Água do Vale do Itajaí, 2010. 16p.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2018.

GILLIES, C. S.; ST. CLAIR, C. C. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 50, p. 19774-19779, dez. 2008.

GOBEIL, J. F.; VILLARD, M. A. Permeability of three boreal forest landscape types to bird movements as determined from experimental translocations. **Oikos**, v. 98, n. 3, p. 447-458, set. 2002.

GODDARD, M. A.; DOUGILL, A. J.; BENTON, T. G. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 2, p. 90-98, fev. 2010.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; GREN, A.; BARTON, D. N.; LANGEMEYER, J.; MCPHEARSON, T.; O'FARRELL, P.; ANDERSSON, E.; HAMSTEAD, Z.; KREMER, P. Urban ecosystem services. *In*: ELMQVIST, T.; FRAGKIAS, M.; GOODNESS, J.; GÜNERALP, B.; MARCOTULLIO, P. J.; MCDONALD, R. I.; PARNELL, S.; SCHEWENIUS, M.; SENDSTAD, M.; SETO, K. C.; WILKINSON, C. (ed.). **Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities**. New York: Springer, 2013. p. 175-251.

GRAFIUS, D. R.; CORSTANJE, R.; SIRIWARDENA, G. M.; PLUMMER, K. E.; HARRIS, J. A. A bird's eye view: using circuit theory to study urban landscape connectivity for birds. **Landscape Ecology**, v. 32, p. 1771-1787, jun. 2017.

GREGOIRE, B. G.; CLAUSEN, J. C. Effect of a modular extensive green roof on storm water runoff and water quality. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 6, p. 963-969, jun. 2011.

GRIMA, N.; SINGH, S. J.; SMETSCHKA, B.; RINGHOFER, L. Payment for Ecosystem Services (PES) in Latin America: Analyzing the performance of 40 case studies. **Ecosystem Services**, v. 17, p. 24-32, fev. 2016.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. **Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, 2011.

GUPTA, U.; CLARKE, R. E. Theory and applications of the delphi technique: a bibliography (1975-1994). **Forecasting and Social Change**, v. 53, n. 2, p. 185-211, out. 1996.

HALE, J. D.; FAIRBRASS, A. J.; MATTHEWS, T. J.; DAVIES, G.; SADLER, J. P. The ecological impact of city lighting scenarios: exploring gap crossing thresholds for urban bats. **Global Change Biology**, v. 21, n. 7, p. 2467-2478, jul. 2015.

HALFWERK, W.; HOLLEMAN, L. J.; LESSELLS, C. K.; SLABBEKOORN, H. Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 1, p. 210-219, fev. 2011.

HANNES, E. Espaços abertos e espaços livres: um estudo de tipologias. **Paisagem e Ambiente: ensaios**, n. 37, p. 121-144, jul. 2016.

HANSBAUER, M. M.; STORCH, I.; KNAUER, F.; PILZ, S.; KÜCHENHOFF, H.; VÉGVÁRI, Z.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: black-and-white versus shades of grey. **Landscape Ecology**, v. 25, p. 407-417, mar. 2010.

HARTMAN, J. M.; ROBISON, M. **Rain Garden Measurement & Evaluation Guide**. Landscape Architecture Foundation, 2017. Disponível em: <https://landscapeperformance.org/sites/default/files/Hartman-2017-Rain-Garden-Measurement-Evaluation-Guide.pdf>. Acesso em: 14 ago. 2019.

HASSON, F.; KEENEY, S. Enhancing rigour in the delphi technique research. **Technological forecasting and social change**, v. 78, n. 9, p. 1695-1704, nov. 2011.

HAWES, J.; BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; PERES, C. A. The value of forest strips for understory birds in an Amazonian plantation landscape. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2262-2278, set. 2008.

HELENO, R. H.; ROSS, G.; EVERARD, A. M. Y.; MEMMOTT, J.; RAMOS, J. A. The role of avian “seed predators” as seed dispersers. **International journal of avian science**, v. 153, n. 1, p. 199-203, jan. 2011.

HELLER, N. E.; ZAVALETA, E. S. Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. **Biological Conservation**, v. 142, n. 1, p. 14-32, jan. 2009.

HERZOG, C. P. **Cidades para todos: (re)aprendendo a conviver com a natureza**. Rio de Janeiro: Mauad X: Inverde, 2013.

HIEN, W. N.; YOK, T. P.; YU, C. Study of thermal performance of extensive rooftop greenery systems in the tropical climate. **Building and Environment**, v. 42, n. 1, p. 25-54, jan. 2007.

HORTA, M. B.; BHAKTI, T.; CORDEIRO, P. F.; CARVALHO-RIBEIRO, S. M.; FERNANDES, G. W.; GOULART, F. F. Functional connectivity in urban landscapes promoted by *Ramphastos toco* (Toco Toucan) and its implications for policy making. **Urban Ecosystems**, v. 21, p. 1097-1111, ago. 2018.

HUIJSER, M. P.; KOCIOLEK, A.; MCGOWEN, P.; HARDY, A.; CLEVINGER, A. P.; AMENT, R. **Wildlife-vehicle collision and crossing mitigation measures: a toolbox for the Montana Department of Transportation**. 2007. Disponível em: <https://pdfs.semanticscholar.org/c38d/8c81d42ee3423b28b9c428248b0f6bc1a4d6.pdf>. Acesso em: 30 ago. 2019.

HUIJSER, M. P.; PAUL, K. J. S. **Wildlife-vehicle collision and crossing mitigation measures: a literature review for Parks Canada, Kootenay National Park**. 2008. Disponível em: <http://www.friendsofkootenay.ca/sites/default/files/Huijser%20&%20Paul%202008.pdf>. Acesso em: 30 ago. 2019.

IAP – INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Listagem de RPPN’s Municipais**. Curitiba, 2017. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/pagina-1502.html>. Acesso em: 10 ago. 2019.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico - 2010**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 02 ago. 2017.

ICMBio – INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Monitoramento da visitação em Unidades de Conservação Federais: Resultados de 2019 e breve panorama histórico**. 2020. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/monitoramento_visitacao_em_ucsfederais_resultados_2019_breve_panorama_historico.pdf. Acesso em: 18 set. 2020.

IGUATEMI CONSULTORIA E SERVIÇOS DE ENGENHARIA. 2016. **Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental EIA/RIMA da obra de prolongamento da rodovia SC-108.** [S. l. : s. n.]

IPBES – INTERGOVERNMENTAL SCIENCE-POLICY PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES. **The global assessment report on biodiversity and ecosystem services.** Summary for policymakers. Bonn, Germany: IPBES secretariat, 2019.

ISHIKAWA, A.; AMAGASA, M.; SHIGA, T.; TOMIZAWA, G.; TATSUTA, R.; MIENO, H. The max-min delphi method and fuzzy delphi method via fuzzy integration. **Fuzzy Sets and Systems**, v. 55, n. 3, p. 241-253, maio 1993.

IUCN – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **Red list of threatened species.** Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 20 jul. 2017.

IUCN – INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species.** Gland: IUCN, 2000. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/Rep-2000-052.pdf>. Acesso em: 29 out. 2020.

IVES, C. D.; LENTINI, P. E. THRELFALL, C. G.; IKIN, K.; SHANAHAN, D. F.; GARRARD, G. E.; BEKESSY, S. A.; FULLER, R. A.; MUMAW, L.; RAYNER, L.; ROWE, R.; VALENTINE, L. E.; KENDAL, D. Cities are hotspots for threatened species. **Global Ecology and Biogeography**, v. 25, n. 1, p. 117-126, jan. 2016.

JACK, B. K.; KOUSKY, C.; SIMS, K. R. E. Designing payments for ecosystem services: lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 105, n. 28, p. 9465-9470, jul. 2008.

JACKSON, S. D.; GRIFFIN, C. R. A strategy for mitigating highway impacts on wildlife. *In*: MESSMER, T. A.; WEST, B. **Wildlife and highways: seeking solutions to an ecological and socio-economic dilemma.** Bethesda, MD: Wildlife Society, 2000. p. 143-159.

JOHNSON, C. D.; EVANS, D.; JONES, D. Birds and roads: reduced transit for smaller species over roads within an urban environment. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 36, p. 1-10, maio 2017.

JOHNSON, R. B.; ONWUEGBUZIE, A. J. Mixed Methods Research: A Research Paradigm Whose Time Has Come. **Educational Researcher**, v. 33, n. 7, p. 14-26, out. 2004.

JOHNSON, R. B.; ONWUEGBUZIE, A. J.; TURNER, L. A. Toward a definition of mixed methods research. **Journal of Mixed Methods Research**, v. 1, n. 2, p. 112-133, abr. 2007.

KAZMIERCZAK, A.; CARTER, J. **Adaptation to climate change using green and blue infrastructure: a database of case studies.** Manchester: University of Manchester. 2010 Disponível em: http://orca.cf.ac.uk/64906/1/Database_Final_no_hyperlinks.pdf. Acesso em: 25 maio 2019.

KEMPENAERS, B.; BORGSTRÖM, P.; LOËS, P.; SCHLICHT, E.; VALCU, M. Artificial Night Lighting Affects Dawn Song, Extra-Pair Siring Success, and Lay Date in Songbirds. **Current Biology**, v. 20, n. 19, p. 1735-1739, out. 2010.

KEUROGHLIAN, A.; EATON, D. P. Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: Preferential use by *Tayassu pecari*, a wide-ranging frugivore. **Journal of Zoology**, v. 275, n. 3, p. 283-293, jul. 2008.

KRYGIER, J.; WOOD, D. **Making Maps: A Visual Guide to Map Design for GIS**. 3 ed. New York: London: The Guilford Press, 2016.

LAPOINT, S.; BALKENHOL, N.; HALE, J.; SADLER, J.; VAN DER REE, R. Ecological connectivity research in urban areas. **Functional Ecology**, v. 29, n. 7, p. 868-878, jul. 2015.

LAURANCE, W. F.; CLEMENTS, G. R.; SLOAN, S.; O'CONNELL, C. S.; MUELLER, N. D.; GOOSEM, M.; VENTER, O.; EDWARDS, D. P.; PHALAN, B.; BALMFORD, A.; VAN DER REE, R.; ARREA, I. B. A global strategy for road building. **Nature**, v. 513, p. 229-232, ago. 2014.

LEPCZYK, C. A.; MYLA, F. J.; ARONSON, M. F. J.; EVANS, K. L.; GODDARD, M. A.; LERMAN, S. B.; MACIVOR, J. S. Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. **BioScience**, v. 67, n. 9, p. 799 - 807, set. 2017.

LIMA, M. G.; GASCON, C. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2-3, p. 241-247, dez. 1999.

LINSTONE, A. H.; TUROFF, M. **The delphi method: techniques and applications**. 2002. Disponível em: <https://web.njit.edu/~turoff/pubs/delphibook/delphibook.pdf>. Acesso em: 10 ago. 2017.

LITTLE, C. E. **Greenways for America**. Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press, 1990.

LOSS, S. R.; WILL, T.; LOSS, S. S.; MARRA, P. P. Bird–building collisions in the United States: Estimates of annual mortality and species vulnerability. **The Condor: Ornithological Applications**, v. 116, p. 8-23, jan. 2014.

LOUREIRO, W. **Contribuição do ICMS Ecológico à conservação da biodiversidade no estado do Paraná**. 2002. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MACHTANS, C. S.; VILLARD, M. A.; HANNON, S. J. Use of Riparian Buffer Strips as Movement Corridors by Forest Birds. **Conservation Biology**, v. 10, n. 5, p. 1366-1379, out. 1996.

MADRE, F.; CLERGEAU, P.; MACHON, N.; VERGNES, A. Building biodiversity: Vegetated façades as habitats for spider and beetle assemblages. **Global Ecology and Conservation**, v. 3, p. 222-233, jan. 2015.

MADRE, F.; VERGNES, A.; MACHON, N.; CLERGEAU, P. Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: first insights from a large-scale sampling. **Landscape and Urban Planning**, v. 122, p. 100-107, fev. 2014.

MAGLE, S. B.; THEOBALD, D. M.; CROOKS, K. R. A comparison of metrics predicting landscape connectivity for a highly interactive species along an urban gradient in Colorado, USA. **Landscape Ecology**, v. 24, n. 2, p. 267-280, fev. 2009.

MAGNUSSON, W. E. *et al.* Effects of Brazil's political crisis on the science needed for biodiversity conservation. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 6, p. 1-5, out. 2018.

MANSO, M.; CASTRO-GOMES, J. P. Green wall systems: A review of their characteristics. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 41, p. 863-871, jan. 2015.

MARICATO, E. **Brasil, cidades: alternativas para a crise urbana**. 7. ed. Petrópolis: Vozes, 2013.

MARTINS, G. A.; THEÓFILO, C. R. **Metodologia da investigação científica para ciências sociais aplicadas**. 3. ed. São Paulo: Atlas, 2016.

MARSH, W. M. **Landscape Planning: Environmental Applications**. 5. ed. New York: John Wiley, 2010.

MASCARÓ, J. L. **Manual de loteamentos e urbanização**. 2. ed. Porto Alegre: Sagra Luzzatto, 1997.

MATHEUS, C.; CAETANO, F. D. N.; MORELLI, D. D. O.; LABAKI, L. C. Desempenho térmico de envoltórias vegetadas em edificações no sudeste brasileiro. **Ambiente construído**, v. 1, n. 1, p. 71-81, jan./mar. 2016.

MAYRAND, F.; CLERGEAU, P. Green Roofs and Green Walls for Biodiversity Conservation: A Contribution to Urban Connectivity? **Sustainability**, v. 10, n. 4, p. 1-13, mar. 2018.

MCBRIDE, M. F.; BURGMAN, M. A. What is expert knowledge, how is such knowledge gathered, and how do we use it to address questions in landscape ecology? *In*: PERERA, A. H.; DREW, C. A.; JOHNSON, C. J. (ed.). **Expert knowledge and its application in landscape ecology**. New York: Springer, 2012. p. 11-38.

MC DONALD, R. I.; MARCOTULLIO, P. J.; GÜNERALP, B. Urbanization and global trends in biodiversity and ecosystem services. *In*: ELMQVIST, T.; FRAGKIAS, M.; GOODNESS, J.; GÜNERALP, B.; MARCOTULLIO, P. J.; MCDONALD, R. I.; PARNELL, S.; SCHEWENIUS, M.; SENDSTAD, M.; SETO, K. C.; WILKINSON, C. (ed.). **Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities**. New York: Springer, 2013. p. 31-52.

MCDONNELL, M.; HAHS, A. The future of urban biodiversity research: moving beyond the "low-hanging fruit". **Urban Ecosystems**, v. 16, n. 3, p. 397-409, set. 2013.

MCGARIGAL, K; MARKS, B. J. **Fragstats**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.

MCRAE, B. H.; DICKSON, B. G.; KEITT, T. H; SHAH, V. B. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. **Ecology**, v. 89, n. 10, p. 2712-2724, out. 2008.

MEDEIROS, R.; YOUNG; C. E. F.; PAVESE, H. B.; ARAÚJO, F. F. S. **Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional**: sumário executivo. Brasília: UNEP-WCMC, 2011.

MEFFE, G. K.; CARROLL, R. **Principles of conservation biology**. Sunderland: SinauerAss, 1994.

MELLO, S. S. **Na beira do rio tem uma cidade**: urbanidade e valorização dos corpos d'água. 2008. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) - Programa de Pesquisa e Pós-graduação da Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

MENTENS, J.; RAES, D.; HERMY, H. Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? **Landscape and Urban Planning**, v. 77, n. 3, p. 217-226, ago. 2006.

MERICO, L. F. **Introdução à economia ecológica**. 2. ed. Blumenau: Edifurb, 2002.

METZGER, J. P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 2, p. 11-23, out. 2006.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? *In*: KAGEYAMA, P. (ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais no Brasil**. São Paulo: IPEF, 2003. p. 49-76.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, n. 3-I, p. 445-463, 1999.

METZGER, J. P. **O que é ecologia de paisagens?** *Biota Neotropica*, Campinas, v. 1, n. 1/2, dez. 2001. Disponível em: http://www.uel.br/cca/agro/ecologia_da_paisagem/cursos/biota_paisagem.pdf. Acesso em: 15 ago. 2017.

METZGER, J. P.; FONSECA, M. A.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; MARTENSEN, A. C. O uso de modelos em ecologia de paisagens. **Megadiversidade**, v. 3, n. 1-2, p. 64-73, dez. 2007.

METZGER, J. P.; BUSTAMANTE, M. M. C.; FERREIRA, J.; FERNANDES, G. W.; LIBRÁN-EMBIDE, F.; PILLAR, V. D.; PRIST, P. R.; RODRIGUES, R. R.; VIEIRA, I. C. G.; OVERBECK, G. E. Why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 91-103, jul./set. 2019.

METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 92-99, jul. 2010.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: global assessment reports**. Washington, DC: Island Press, 2005. Disponível em: <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. Acesso em: 26 jul. 2019.

MINAYO, M. C. S.; DESLANDES, S. F.; GOMES, R. **Pesquisa social: teoria, método e criatividade**. 34. ed. Petrópolis: Vozes, 2015.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Portaria nº 443**, de 17 de dezembro de 2014a. Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_mma_443_2014_lista_esp%C3%A9cies_amea%C3%A7adas_extin%C3%A7%C3%A3o.pdf. Acesso em: 19 jul. 2017.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Portaria nº 444**, de 17 de dezembro de 2014b. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_mma_444_2014_lista_esp%C3%A9cies_amea%C3%A7adas_extin%C3%A7%C3%A3o.pdf. Acesso em: 20 jul. 2017.

MOMM-SCHULT, S. I.; FREITAS, S. R.; PASSARELLI, S. H. Uso urbano e serviços ecossistêmicos em áreas protegidas: o caso do Parque Guaraciaba em Santo André (SP). *In: Seminário Nacional sobre o tratamento de áreas de preservação permanente em meio urbano e restrições ambientais ao parcelamento do solo urbano*, III., 2014, Belém, PA. **Anais [...]**. Belém, PA, 2014, p. 1-15.

MOURA, A. C. M. Reflexões metodológicas como subsídio para estudos ambientais baseados em análise de multicritérios. *In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 8., 2007, Florianópolis, SC. **Anais [...]**. Florianópolis, SC, 2007, p. 2899-2906.

MOURA, A. M. M. Aplicação dos Instrumentos de Política Ambiental no Brasil: avanços e desafios. *In: MOURA, A. M. M. (org.). Governança Ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas*. Brasília: Ipea, 2016. p. 111-145. Disponível em: https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/livros/livros/160719_governanca_ambiental.pdf. Acesso em: 25 jan. 2020.

MOURA, D. C.; SCHLINDWEIN, C. The gallery forests of the São Francisco river as corridors for euglossine bees (Hymenoptera: Apidae) from tropical rainforests. **Neotropical Entomology**, v. 38, n. 2, p. 281-284, mar./abr 2009.

MUKHERJEE, N.; HUGÉ, J.; SUTHERLAND, W. J.; MCNEILL, J.; OPSTAL, M. V.; DAHDOUH-GUEBAS, F.; KOEDAM, N. The delphi technique in ecology and biological conservation: applications and guidelines. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, n. 9, p. 1097-1109, abr. 2015.

MULLANEY, J.; LUCKE, T.; TRUEMAN, S. J. A review of benefits and challenges in growing street trees in paved urban environments. **Landscape and Urban Planning**, v. 134, p. 157-166, fev. 2015.

MÜLLER, N.; IGNATIEVA, M.; NILON, C. H.; WERNER, P.; ZIPPERER, W. C. Patterns and trends in urban biodiversity and landscape design. *In*: ELMQVIST, T.; FRAGKIAS, M.; GOODNESS, J.; GÜNERALP, B.; MARCOTULLIO, P. J.; MCDONALD, R. I.; PARNELL, S.; SCHEWENIUS, M.; SENDSTAD, M.; SETO, K. C.; WILKINSON, C. (ed.). **Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities**. Heidelberg: Springer, 2013. p. 123-174.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; MCCLAIN, M. R.; LIKENS, G. E. **Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities**. New York: Academic Press, 2005.

NAKANO, Y.; SENZAKI, M.; ISHIYAMA, N.; YAMANAKA, S.; MIURA, K.; NAKAMURA, F. Noise pollution alters matrix permeability for dispersing anurans: Differential effects among land covers. **Global Ecology and Conservation**, v. 16, out. 2018. Disponível em: [sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989418301525](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989418301525). Acesso em: 29 mar. 2020.

NAUMANN, S.; MCKENNA, D.; KAPHENGST, T.; PIETERSE, M.; RAYMENT, M. **Design, implementation and cost elements of Green Infrastructure projects**. Final report. Brussels: European Commission, 2011. Disponível em: ecologic.eu/sites/files/project/2014/documents/design-implementation-cost-elements-of-green-infrastructure-projects-2011-naumann_0.pdf. Acesso em: 02 ago. 2020.

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. **Landscape ecology: theory and application**. New York: Springer-Verlag, 1994.

NIEMELA, J. Ecology and urban planning. **Biodiversity and Conservation**, v. 8, n. 1, p. 119-131, jan. 1999.

NETELER, M.; BOWMAN, M. H.; LANDA, M.; METZ, M. GRASS GIS: A multi-purpose open source GIS. **Environmental Modelling & Software**, v. 31, p. 124-130, maio 2012.

NOVAKOWSKI, N.; WELLAR, B. Using the delphi technique in normative planning research: methodological design considerations. **Environment and Planning**, v. 40, n. 6, p. 1485-1500, jun. 2008.

OBERNENDORFER, E.; LUNDHOLM, J.; BASS, B.; COFFMAN, R. R.; DOSHI, H.; DUNNETT, N.; GAFFIN, S.; KÖHLER, M.; LIU, K. K. Y.; ROWE, B. Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services. **BioScience**, v. 57, n. 10, p. 823-833, nov. 2007.

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de ecologia**. 2. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2008.

OLIVEIRA, F. L.; BIASOTTO, R. O acesso à terra urbanizada nos planos diretores brasileiros. *In*: SANTOS JUNIOR, O. A.; MONTANDON, D. T. (org.). **Os planos diretores municipais pós-estatuto da cidade: balanço crítico e perspectivas**. Rio de Janeiro: Letra Capital: Observatório das Cidades: IPPUR/UFRJ, 2011. p. 57-98.

OTTELÉ, M. **The Green Building Envelope: Vertical Greening**. 2011. Thesis, Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Delft University, Delft, 2011.

PALOMINO, D.; CARRASCAL, L. M. Urban influence on birds at a regional scale: a case study with the avifauna of northern Madrid province. **Landscape and Urban Planning**, v. 77, n. 3, p. 276-290, ago. 2006.

PARK, S. Spatial assessment of landscape ecological connectivity in different urban gradient. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 7, p. 1-20, jun. 2015.

PARKER, K.; HEAD, L.; CHISHOLM, L. A.; FENELEY, N. A conceptual model of ecological connectivity in the Shellharbour Local Government Area, New South Wales, Australia. **Landscape and Urban Planning**, v. 86, n. 1, p. 47-59, maio 2008.

PARKINS, K. L.; CLARK, J. A. Green roofs provide habitat for urban bats. **Global Ecology and Conservation**, v. 4, p. 349-357, jul. 2015.

PARRIS, K. M. Ecological Impacts of Road Noise and Options for Mitigation. *In*: VAN DER REE, R.; SMITH, D. J.; GRILO, C. (ed.). **Handbook of Road Ecology**. John Wiley & Sons, 2015. p. 151-158.

PARRIS, K. M. Urban amphibian assemblages as metacommunities. **Journal of Animal Ecology**, v. 75, n. 3, p. 757-764, maio 2006.

PARRIS, K. M.; SCHNEIDER, A. Impacts of Traffic Noise and Traffic Volume on Birds of Roadside Habitats. **Ecology and Society**, v. 14, n. 1, 2008.

PARRIS, K. M.; VELIK-LORD, M.; NORTH, J.M.A. Frogs call at a higher pitch in traffic noise. **Ecology and Society**, v. 14, n. 1, maio 2009.

PARTRIDGE, D. R.; CLARK, J. A. Urban green roofs provide habitat for migrating and breeding birds and their arthropod prey. **PLoS ONE**, v. 13, n. 8, p. 1-23, ago. 2018.

PECK, S.; KUHN, M. Design guidelines for green roofs. **Ontario Association of Architects**, Toronto, 2003. Disponível em: <https://www.eugene-or.gov/DocumentCenter/View/1049/Design-Guidelines-for-Green-Roofs>. Acesso em: 03 jul. 2019.

PELLEGRINO, P. R. M. Pode-se planejar a paisagem? **Paisagem e Ambiente: Ensaios**, n. 13, p. 159-179, dez. 2000.

PENA, J. C. C. **Aves, conectividade da paisagem e planejamento ambiental em paisagens urbanas**. 2017. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.

PENA, J. C. C.; ASSIS, J. C.; SILVA, R. A.; HONDA, L. K.; PAGANI, M. I.; RIBEIRO, M. C. Beyond the mining pit: the academic role in social deliberation for participatory environmental planning. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 15, n. 3, p. 194-198, jul/sep, 2017a.

PENA, J. C. C.; MAGALHÃES, D. M.; MOURA, A. C.; YOUNG, R. J.; RODRIGUES, M. The green infrastructure of a highly-urbanized neotropical city: the role of urban vegetation in preserving native biodiversity. **Revista Brasileira de Arborização Urbana**, v. 11, n. 4, p. 66-78, 2016.

PENA, J. C. C.; MARTELLO, F.; RIBEIRO, M. C.; ARMITAGE, R. A.; YOUNG, R. J.; RODRIGUES, M. Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. **PLoS ONE**, v. 12, n. 3, mar. 2017b.

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, jun. 2016.

PERERA, A. H.; DREW, C. A.; JOHNSON, C. J. Experts, Expert Knowledge, and Their Roles in Landscape Ecological Applications. *In*: PERERA, A. H.; DREW, C. A.; JOHNSON, C. J. (ed.). **Expert Knowledge and Its Application in Landscape Ecology**. New York: Springer New York, 2012. p. 1-10.

PÉREZ-URRESTARAZU, L.; FERNÁNDEZ-CAÑERO, R.; FRANCO-SALAS, A.; EGEA, G. Vertical Greening Systems and Sustainable Cities. **Journal of Urban Technology**, v. 22, n. 4, p. 65-85, out. 2015.

PETTORELLI, N.; BARLOW, J.; CADOTTE, M. W.; LUCAS, K.; NEWTON, E.; NUÑEZ, M. A.; STEPHENS, P. A. Applied ecologists in a landscape of fear. **Journal of Applied Ecology**, v. 56, n. 5, p. 1034-1039, maio 2019.

PFLÜGER, F.; BALKENHOL, N. A plea for simultaneously considering matrix quality and local environmental conditions when analyzing landscape impacts on effective dispersal. **Molecular Ecology**, v. 23, n. 9, p. 2146-2156, maio 2014.

PHILLIPS, D. Hundreds of new pesticides approved in Brazil under Bolsonaro. **The guardian**. 12 jun. 2019. Disponível em:

<https://www.theguardian.com/environment/2019/jun/12/hundreds-new-pesticides-approved-brazil-under-bolsonaro>. Acesso em: 29 jan. 2020.

PIACENTINI, V. Q.; ALEIXO, A.; AGNE, C. E.; MAURÍCIO, G. N.; PACHECO, J. F.; BRAVO, G. A.; BRITO, G. R. R.; NAKA, L. N.; OLMOS, F.; POSSO, S.; SILVEIRA, L. F.; BETINI, G. S.; CARRANO, E.; FRANZ, I.; LEES, A. C.; LIMA, L. M.; PIOLI, D.; SCHUNK, F.; AMARAL, F. R.; BENCKE, G. A.; COHN-HAFT, M.; FIGUEIREDO, L. F. A.; STRAUBE, F. C.; CESARI, E. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 23, n. 2, p. 91-298, jun. 2015.

PIACENTINI, V. Q.; BORCHARDT-JÚNIOR, C. A.; CARRANO, E. *Hemitriccus kaempferi* (Zimmer, 1953). In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PLAGIA, A. P. (ed.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Volume II. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Fundação Biodiversitas, 2008. p. 631-632.

PIACENTINI, V. Q.; GHIZONI, I. R. JR.; AZEVEDO M. A. G. E.; KIRWAN G. M. Sobre a distribuição de aves em Santa Catarina, Brasil, parte I: registros relevantes para o estado ou inéditos para a Ilha de Santa Catarina. **Cotinga**, v. 26, p. 25-31, abr. 2006.

PIACENTINI, V. Q.; STRAUBE, F. C. *Crypturellus noctivagus noctivagus* (Wied, 1820). In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PLAGIA, A. P. (ed.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Volume II. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Fundação Biodiversitas, 2008. p. 384-385.

PINHEIRO, A. Hidrologia. In: AUMOND, J. J.; SEVEGNANI, L.; FRANK, B. (org.). **Atlas da Bacia do Itajaí: formação, recursos naturais e ecossistemas**. Blumenau: Edifurb, 2018. p. 87-109.

PIRATELLI, A. J.; FRANCHIN, A. G.; MARÍN-GÓMEZ, O. H. Urban Conservation: Toward Bird-Friendly Cities in Latin America. In: MACGREGOR-FORS, I.; ESCOBAR-IBÁÑEZ, J. F. (ed.). **Avian Ecology in Latin American Cityscapes**. Springer International Publishing, 2017. p. 143-158.

POLUCHA, R. S. Variações na prática dos instrumentos de solo criado: Cota de potencial construtivo de Curitiba. In: ENANPUR, XVII., 2017, São Paulo, SP. **Anais [...]**. Belo Horizonte, MG, 2017, p. 1-19.

POON, L. **New York city will require bird-friendly glass on buildings**. In: Citylab. [S. l.], 13 dez. 2019. Disponível em: <https://www.citylab.com/design/2019/12/migratory-bird-conservation-safe-window-design-architecture/603394/?fbclid=IwAR3bwNtN7B5GpE8LmgVjx-F3UvuaPXQxXFOJM4fS4jfjYQpPoPwJEZj36RI>. Acesso em: 09 jan. 2020.

PORSCHÉ, U.; KOHLER, M. Life cycle costs of green roofs: A comparison of Germany, USA and Brazil. In: RIO 3 - WORLD CLIMATE & ENERGY EVENT, 2003, Rio de Janeiro, RJ. **Anais [...]**. Rio de Janeiro, RJ, 2003, p. 461-467. Disponível em: <https://pdfs.semanticscholar.org/547b/f0c2b0a655999ff56310f12064e7eea0c9da.pdf>. Acesso em: 22 maio.2019.

POWER, C. The delphi technique: myths and realities. **Methodological Issues in Nursing Research**, v. 41, n. 4, p. 376-382, fev. 2003.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001.

PROSUL – PROJETOS, SUPERVISÃO E PLANEJAMENTO. 2010. **Relatório de Impacto Ambiental RIMA da obra de duplicação da Rodovia BR-470**.

RANGEL, A. C. L. C.; ARANHA, K. C.; SILVA, M. C. B. C. Os telhados verdes nas políticas ambientais como medida indutora para a sustentabilidade. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 35, p. 397-409, dez. 2015.

RECIFE. **Lei nº 18.112 de 12 de janeiro de 2015**. Dispõe sobre a melhoria da qualidade ambiental das edificações por meio da obrigatoriedade de instalação do "telhado verde", e construção de reservatórios de acúmulo ou de retardo do escoamento das águas pluviais para a rede de drenagem e dá outras providências. Recife, PE: Prefeitura Municipal, 2015. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=280138>. Acesso em: 01 jul. 2019.

RENTERGHEM, T. V.; HORNIKX, M.; FORSSSEN, J.; BOTTELDOOREN, D. The potential of building envelope greening to achieve quietness. **Building and Environment**, v. 61, p. 34-44, mar. 2013.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, mar. 2009.

RIBEIRO, J. W.; SANTOS, J. S.; DODONOV, P.; MARTELLO, F.; NIEBUHR, B. B.; RIBEIRO, M. C. 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, nov. 2017.

RICHARD, Y.; ARMSTRONG, D. P. Cost distance modelling of landscape connectivity and gap-crossing ability using radio-tracking data. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 3, p. 603-610, jun. 2010.

RICHARDS, R. C.; REROLLE, J.; ARONSON, J.; PEREIRA, P. H.; GONÇALVES, H.; BRANCALION, P. H. S. Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. **Ecosystem Services**, v. 16, p. 23-32, dez. 2015.

RICHARDS, D. R.; THOMPSON, B. S. Urban ecosystems: A new frontier for payments for ecosystem services. **People and nature**, v. 1, n. 2, p. 249-261, jun. 2019.

RICHARDSON, D. M.; HOLMES, P. M.; ESLER, K. J.; GALATOWITSCH, S. M.; STROMBERG, J. C.; KIRKMAN, S. P.; PYŠEK, P.; HOBBS, R. J. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. **Diversity and Distributions**, v. 13, n. 1, p. 126-139, jan. 2007.

RICKETTS, T. H. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **The American Naturalist**, v. 158, n. 1, p. 88-98, jul. 2001.

RILEY, A. L. **Restoring streams in cities: a guide for planners, Policymakers, and citizens.** Whashington: Island, 1998.

ROBERTSON, O. J.; RADFORD, J. Q. Gap-crossing decisions of forest birds in a fragmented landscape. **Austral Ecology**, v. 34, p. 435-446, maio 2009.

RODÀ, F. La matriz del paisaje. Funciones ecológicas y territoriales. *In*: FOLCH, R. (coord.). **El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación.** Barcelona: Diputación de Barcelona, 2003. p. 43-56.

ROLNIK, R. **Guerra dos lugares: a colonização da terra e da moradia na era das finanças.** São Paulo: Boitempo, 2015.

ROLNIK, R.; SAULE JÚNIOR, N. (coord.). **Estatuto da Cidade: guia para implementação pelos municípios e cidadãos.** 2. ed. Brasília: Instituto Polis; Caixa Econômica Federal; Câmara dos Deputados, 2002.

ROSSETTI, A. I. N.; PELLEGRINO, P. R. M.; TAVARES, A. R. As árvores e suas interfaces no ambiente urbano. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 5, n. 1, p. 1-24, 2010.

ROWE, G.; WRIGHT, G. The delphi technique: past, present, and future prospects - introduction to the special issue. **Technological Forecasting and Social Change**, v. 78, n. 9, p. 1487-1490, nov. 2011.

RUDD, H.; VALA, J.; SCHAEFER, V. Importance of Backyard Habitat in a Comprehensive Biodiversity Conservation Strategy: A Connectivity Analysis of Urban Green Spaces. **Restoration Ecology**, v. 10, n. 2, p. 368-375, jun. 2002.

RUDOLPHO, L. S. **A cobertura florestal da bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC frente à antropização da paisagem.** 2012. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) - Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

RUDOLPHO, L. S.; SANTIAGO, A. G.; SABOYA, R. T. Análise temporal da cobertura florestal da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC. *In*: Congresso Brasileiro de Ecologia de Paisagens, 2., 2012, e Simpósio SCGIS-BR, 2., 2012, Salvador, BA. **Anais [...]**. Salvador, BA, 2012, n. p.

RUDOLPHO, L. S.; SANTIAGO, A. G. Ocupações urbanas em margens de cursos de água. *In*: Encontro Nacional de Ensino de Paisagismo em Escolas de Arquitetura e Urbanismo no Brasil, 11., 2012a, Campo Grande, MS. **Anais [...]**. Campo Grande, MS, 2012a, n. p.

RUDOLPHO, L. S.; SANTIAGO, A. G. Análise da ocupação urbana sobre as Áreas de Preservação Permanente de cursos de água na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Fortaleza em

Blumenau/SC. *In: Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas*, 10., 2012b, Curitiba, PR. **Anais [...]**. Curitiba, PR, 2012b. p. 237-245.

RUDOLPHO, L. S.; BRAGHIROLI, G.; REFOSCO, J. C.; SANTIAGO, A. G.; SABOYA, R. T. Aplicação de técnicas de geoprocessamento e métricas da paisagem na análise temporal da cobertura florestal da Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC. *In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 16., 2013, Foz do Iguaçu, PR. **Anais [...]**. São José dos Campos, SP: INPE, 2013, p. 1742-1749.

RUDOLPHO, L. S.; KARNOPP, Z. M. P.; SANTIAGO, A. G. A contribuição da pesquisa qualitativa na análise e no planejamento de paisagens fluviais urbanas. *In: Encontro Nacional de Ensino de Paisagismo em Escolas de Arquitetura e Urbanismo do Brasil*, 13., 2016, Salvador, BA. **Anais [...]**. Salvador, BA, 2016, n. p.

RUDOLPHO, L. S.; DEBATIN NETO, A.; SANTIAGO, A. G. Corredores verdes: uma estratégia para a mobilidade urbana de Blumenau/SC. *In: Encontro Nacional de Ensino de Paisagismo em Escolas de Arquitetura e Urbanismo no Brasil*, 14, 2018, Santa Maria, RS. **Anais [...]**. Santa Maria, RS, 2018, p. 766-780.

RUDOLPHO, L. S.; KARNOPP; Z. M. P.; SANTIAGO; A. G. A Paisagem do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC: Percepção da população para a sua recuperação e valorização. **Revista Brasileira de Gestão Urbana - URBE**, v. 10, n. 2, p. 442-457, mai./ago. 2018.

RUDOLPHO, L. S.; SANTIAGO, A. G.; SABOYA, R. T. Reflexos da antropização da paisagem na cobertura florestal da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC. *In: Encontro Nacional de Ensino de Paisagismo em Escolas de Arquitetura e Urbanismo no Brasil*, 12., 2014, Vitória, ES. **Anais [...]**. Vitória, ES, 2014, n. p.

RYTWINSKI, T.; SOANES, K.; JAEGER, J. A. G.; FAHRIG, L.; FINDLAY, C. S.; HOULAHAN, J.; VAN DER REE, R.; VAN DER GRIFT, E. A. How effective is road mitigation at reducing road-kill? A meta-analysis. **Plos One**, v. 11, n. 11, p. 1-25, nov. 2016.

SABBION, P. Urban River Restoration. *In: PERINI, K.; SABBION, P. Urban sustainability and river restoration: Green and blue infrastructure*. Reino Unido: John Wiley & Sons Ltda., 2017. p. 76-92.

SABOYA, R. Outorga onerosa do direito de construir. *In: Blog urbanidades: urbanismo, planejamento urbano e planos diretores*. [S.l.], 6 mar. 2008. Disponível em: <https://urbanidades.arq.br/?p=88>. Acesso em: 09. ago. 2019.

SADLER, J. P.; SMALL, E. C.; FISZPAN, H.; TELFER, M. G.; NIEMELÄ, J. Investigating environmental variation and landscape characteristics of an urban-rural gradient using woodland carabid assemblages. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 6, p. 1126-1138, jun. 2006.

SANTAMOURIS, M. Cooling the cities – A review of reflective and green roof mitigation technologies to fight heat island and improve comfort in urban environments. **Solar Energy**, v. 103, p. 682-703, maio 2014.

SANTOS JÚNIOR, O. A.; SILVA, R. H.; SANT'ANA, M. C. Introdução. *In*: JÚNIOR, O. A. S.; MONTANDON, D. T. (org.). **Os planos diretores municipais pós-estatuto da cidade: balanço crítico e perspectivas**. Rio de Janeiro: Letra Capital, 2011. p.13-26.

SÃO BERNARDO DO CAMPO. **Lei nº 6.594, de 28 de setembro de 2017**. Institui benefícios fiscais, nos termos que especifica, e dá outras providências. São Bernardo do Campo, SP: Prefeitura Municipal, 2017. Disponível em: <http://leismunicipa.is/qhavs>. Acesso em: 25 jun. 2019.

SÃO CARLOS. **Lei nº 13.692, de 25 de novembro de 2005**. Institui a planta genérica de valores do Município, define critérios para lançamento do imposto predial e territorial urbano, e dá outras providências. São Carlos, SP: Prefeitura Municipal, 2005. Disponível em: <http://www.saocarlos.sp.gov.br/index.php/incentivo-ambiental-iptu.html>. Acesso em: 22 jul. 2019.

SÃO PAULO. **Decreto nº 57.565, de 27 de dezembro de 2016**. Regulamenta procedimentos para a aplicação da Quota Ambiental, nos termos da Lei nº 16.402, de 22 de março de 2016. São Paulo, SP: Prefeitura Municipal, 2016a. Disponível em: <https://gestaourbana.prefeitura.sp.gov.br/legislacao/decreto-no-57-565-de-27-de-dezembro-de-2016/>. Acesso em: 08 ago. 2019.

SÃO PAULO. **Lei nº 10.365, de 22 de setembro de 1987**. Disciplina o corte e a poda de vegetação de porte arbóreo existente no Município de São Paulo, e dá outras providências. São Paulo, SP: Prefeitura Municipal, 1987. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/arquivos/secretarias/meio_ambiente/banco_textos/0027/TCA_Lei_10365_1987.pdf. Acesso em: 08 ago. 2019.

SÃO PAULO. **Lei nº 16.402, de 22 de março de 2016**. Disciplina o parcelamento, o uso e a ocupação do solo no Município de São Paulo, de acordo com a Lei nº 16.050, de 31 de julho de 2014 – Plano Diretor Estratégico (PDE). São Paulo, SP: Prefeitura Municipal, 2016b. Disponível em: <http://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/lei-16402-de-22-de-marco-de-2016>. Acesso em: 08 ago. 2019.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18-32, mar. 1991.

SAURA, S.; BODIN, Ö.; FORTIN, M. 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, fev. 2014.

SAWYER, S. C.; EPPS, C. W.; BRASHARES, J. S. Placing linkages among fragmented habitats: do least-cost models reflect how animals use landscapes? **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 3, p. 668-678, fev. 2011.

SC ENGENHARIA E GEOTECNOLOGIA. 2014. **Estudo de concepção do parque linear do Ribeirão Fortaleza: estudos ambientais preliminares e alternativas técnicas de concepção.** 110p.

SCARANO, F. R. **Mata atlântica: uma história do futuro.** Rio de Janeiro: Edições de Janeiro, 2014.

SCARIOT, A.; FREITAS, S. R. de; NETO, E. M.; NASCIMENTO, M. T.; OLIVEIRA, L. C. de; SANAIOTTI, T.; SEVILHA, A. C.; VILLELA, D. M. Vegetação e Flora. *In*: RAMBALDI, D. M. e OLIVEIRA, D. A. S. de (org.) **Fragmentação de ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.** Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 103-123.

SCBD – SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Cities and biodiversity outlook: action and policy.** Montreal, 2012.

SCHULT, S. I. M.; PINHEIRO, A. Ocupação e controle de áreas urbanas inundáveis. *In*: FRANK, B.; PINHEIRO, A. (org.). **Enchentes na Bacia do Itajaí: 20 anos de experiências.** Blumenau: Editora da Furb, 2003, p. 173-190.

SEEHUSEN, S. E.; PREM, I. Por que Pagamentos por Serviços Ambientais? *In*: GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. **Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios.** Brasília: MMA, 2011. p. 15-53.

SENZAKI, M.; KADOYA, T.; FRANCIS, C. D. Direct and indirect effects of noise pollution alter biological communities in and near noise-exposed environments. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 287, n. 1923, mar. 2020. Disponível em: royalsocietypublishing.org/doi/pdf/10.1098/rspb.2020.0176. Acesso em: 31 mar. 2020.

SEPE, P. M.; PEREIRA, H. M. S. O conceito de Serviços Ambientais e o Novo Plano Diretor de São Paulo - Uma nova abordagem para a gestão ambiental urbana? *In*: ENANPUR, XVI., 2015, Belo Horizonte, MG. **Anais [...].** Belo Horizonte, MG, 2015, p. 1-16.

SETO, K. C.; GÜNERALP, B.; HUTYRA, L. R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **PNAS**, v. 109, n. 40, p. 16083-16088, out. 2012.

SHEPPARD, C.; PHILLIPS, G. **Bird-Friendly Building Design.** 2. ed. The Plains, VA: American Bird Conservancy, 2015. Disponível em: https://abcbirds.org/wp-content/uploads/2015/05/Bird-friendly-Building-Guide_2015.pdf. Acesso em: 31 mar. 2020.

SICK, H. **Ornitologia brasileira.** Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.

SILVA, P. W. S.; BENITES, H. S.; MONTEIRO, L. M.; DUARTE, D. H. S. Instrumentos urbanísticos para incremento de vegetação em áreas urbanas: Análise comparada a partir da quota ambiental do Município de São Paulo. **Cadernos Zygmunt Bauman**, v. 8, n. 18, p. 167-187, 2018.

SILVA, H. S.; SEVERO, D. L. Clima. *In*: AUMOND, J. J.; SEVEGNANI, L.; FRANK, B. (org.). **Atlas da Bacia do Itajaí: formação, recursos naturais e ecossistemas**. Blumenau: Edifurb, 2018. p. 75-86.

SIMÃO, I.; FREITAS, M. J. C. C. As motivações dos proprietários de terra para a criação das Reservas Particulares do Patrimônio Natural federais do estado de Santa Catarina, Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 45, p. 231-257, abr. 2018.

SMITH, M. J.; GOODCHILD, M. F.; LONGLEY, P. A. **Geospatial Analysis. A Comprehensive Guide to Principles Techniques and Software Tools**. 6. ed. Winchelsea, UK: Winchelsea Press, 2018.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363-364, abr. 2014.

SOGA, M.; GASTON, K. J.; YAMAURA, Y. Gardening is beneficial for health: a meta-analysis. **Preventive Medicine Reports**, v. 5, p. 92-99, mar. 2017.

SOUZA, J. L.; FONSECA, M. **Roteiro para o reconhecimento de Reserva Particular do Patrimônio Natural**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2018. Disponível em: https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2016/06/Roteiro-RPPN-Municipal_Online.pdf. Acesso em: 10 ago. 2019.

SPEAK, A.; ROTHWELL, J.; LINDLEY, S.; SMITH, C. Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. **Atmospheric Environment**, v. 61, p. 283-293, dez. 2012.

STRAHLER, A. N. **Quantitative analysis of watershed geomorphology**. New Haven: Transactions: American Geophysical Union, 1957. v. 38, n. 6, p. 913-920. Disponível em: <http://www.uvm.edu/pdodds/teaching/courses/2009-08UVM-300/docs/others/1957/strahler1957a.pdf>. Acesso em: 21 set. 2020.

TAFFARELLO, D.; CALIJURI, M. C.; VIANI, R. A. G.; MARENGO, J. A.; MENDIONDO, E. M. Hydrological services in the Atlantic Forest, Brazil: An ecosystem-based adaptation using ecohydrological monitoring. **Climate Services**, v. 8, p. 1-16, dez. 2017.

TAYLOR, B. D.; GOLDINGAY, R. L. Wildlife road-kills on three major roads in north-eastern New South Wales. **Wildlife Research**, v. 31, n. 1, p. 83-91, mar. 2004.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571-573, dez. 1993.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; WITH, K. A. Landscape connectivity: back to the basics. *In*: CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. A. (ed.). **Connectivity conservation**. New York: Cambridge University Press, 2006. p. 29-43.

TEJEIRO, G.; STANTON, M. **Sistemas Estaduais de Pagamento por Serviços Ambientais: Diagnóstico, lições aprendidas e desafios para a futura legislação**. São Paulo: Instituto O Direito por um Planeta Verde, 2014.

THEOBALD, D. M.; REED, S. E.; FIELDS, K.; SOULÉ, M. Connecting natural landscapes using a landscape permeability model to prioritize conservation activities in the United States. **Conservation Letters**, v. 5, n. 2, p. 123-133, abr. 2012.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 7-19, jul. 2000.

TOCKNER, K.; WARD, J. V. Biodiversity along riparian corridors. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 11, n. 3, p. 293-310, dez. 1999.

TONETTI, V. R.; MUYLEAERT, R. L.; RIBEIRO, M. C. Fragmentação de habitat. *In*: ASSIS, L. S.; CAMPOS, M.; GIRÃO, V. J. **Manejo de fragmentos florestais degradados**. Campinas (SP): The Nature Conservancy, 2019. p. 28-47.

TORRES, R.; ORDÓÑEZ, J. The city and urban heat islands: a review of strategies to mitigate adverse effects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 25, p. 749-758, set. 2013.

TREMBLAY, M. A.; ST. CLAIR, C. C. Factors affecting the permeability of transportation and riparian corridors to the movements of songbirds in an urban landscape. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 6, p. 1314-1322, dez. 2009.

TREMBLAY, M. A.; ST. CLAIR, C. C. Permeability of a heterogeneous urban landscape to the movements of forest songbirds. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 3, p. 679-688, jun. 2011.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Landscape ecology in theory and practice: pattern and process**. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 2015.

UNITED NATIONS, Department of Economic and Social Affairs. **World urbanization prospects. The 2018 Revision**. New York: United Nations, 2019. Disponível em: <https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-Report.pdf>. Acesso em: 29 mar. 2020.

URBAN, D. L.; KEITT, T. H. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. **Ecology**, v. 82, n. 5, p. 1205-1218, maio 2001.

VAILSHERY, L. S.; JAGANMOHAN, M.; NAGENDRA, H. Effect of street trees on microclimate and air pollution in a tropical city. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 12, n. 3, p. 408-415, 2013.

VAN DER GRIFT, E. A.; VAN DER REE, R.; FAHRIG, L.; FINDLAY, S.; HOULAHAN, J.; JAEGER, J. A. G.; KLAR, N.; MADRIÑAN, L. F.; OLSON, L. Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 2, p. 425-448, fev. 2013.

VAN DER REE, R.; JAEGER, J. A. G.; VAN DER GRIFT, E. A.; CLEVINGER, A. P. Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving towards larger scales. **Ecology and Society**, v. 16, n. 1, 2011. Disponível em: ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art48/. Acesso em: 29 mar. 2020.

VIBRANS, A. C. **A cobertura florestal da bacia do rio Itajaí - elementos para uma análise histórica**. 2003. 239p. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

VILLARD, M. A.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 2, p. 309-318, abr. 2014.

VIOLA, E.; GONÇALVES, V. K. Brazil ups and downs in global environmental governance in the 21st century. **Revista brasileira de política internacional**, Brasília, v. 62, n. 2, p. 1-10, out. 2019.

VIRTUDES, A.; MANSO, M. Applications of Green Walls in Urban Design. **IOP Conference Series Earth and Environmental Science**, v. 44, n. 3, set. 2016. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/44/3/032016/pdf>. Acesso em: 10 out. 2019.

WANG, J. W.; POH, C. H.; TAN, C. Y. T.; LEE, V. N.; JAIN, A.; WEBB, E. L. Building biodiversity: drivers of bird and butterfly diversity on tropical urban roof gardens. **Ecosphere**, v. 8, n. 9, p. 1-22, set. 2017.

WELLS, N. M.; LEKIES, K. S. Nature and the life course: Pathways from childhood nature experiences to adult environmentalism. **Children, Youth and Environments**, v. 16, n. 1, p. 1-24, 2006.

WHITE, J. G.; ANTOS, M. J.; FITZSIMONS, J. A.; PALMER, G. C. Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. **Landscape and Urban Planning**, v. 71, n. 2-4, p. 123-135, mar. 2005.

WHITE, E.; GATERSLEBEN, B. Greenery on residential buildings: Does it affect preferences and perceptions of beauty? **Journal of Environmental Psychology**, v. 31, n. 1, p. 89-98, fev. 2011.

WILSON, M. C.; CHEN, X.Y.; CORLETT, R. T.; DIDHAM, R. K.; DING, P.; HOLT, R. D.; HOLYOAK, M.; HU, G.; HUGHES, A. C.; JIANG, L.; LAURANCE, W. F.; LIU, J.; PIMM, S. L.; ROBINSON, S. K.; RUSSO, S. E.; SI, X.; WILCOVE, D. S.; WU, J.; YU, M. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 2, p. 219-227, fev. 2016.

WUNDER, S. Payments for environmental services: some nuts and bolts. **CIFOR Occasional Paper**, n. 42, p. 1-24, 2005.

XAVIER, F. F. Caracterização geotécnica do Município de Blumenau: dados preliminares. *In: Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia*, 8, Rio de Janeiro, RJ. **Anais [...]**. Rio de Janeiro, RJ, 1996. p. 561-567.

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

ZHOU, W., M. L. CADENASSO, K. SCHWARZ, AND S. T. PICKETT. Quantifying spatial heterogeneity in urban landscapes: Integrating visual interpretation and object-based classification. **Remote Sensing**, v. 6, n. 4, p. 3369-3386, abr. 2014.

ZIMMERMANN, C. E. Aves. *In: AUMOND, J. J.; SEVEGNANI, L.; FRANK, B. (org.). Atlas da Bacia do Itajai: formação, recursos naturais e ecossistemas*. Blumenau: Edifurb, 2018. p. 175-199.

ZOLLNER, P. A.; LIMA, S. L. Behavioral trade-offs when dispersing across a patchy landscape. **Oikos**, v. 108, n. 2, p. 219-230, fev. 2005.

APÊNDICES

Hemitriccus kaempferi (maria-catarinense). Status de ameaça: ameaçada de extinção no mundo (IUNC, 2017) e vulnerável no Brasil (MMA, 2014b) e em Santa Catarina (CONSEMA, 2011). Habita a Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau-SC.
Fonte: Adrian Rupp (2012).



APÊNDICES

APÊNDICE A: Levantamento das espécies de aves com ocorrência na Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC. I - Espécies endêmicas do Bioma Mata Atlântica (X). II - Habitat: AA - áreas abertas naturais e antropizadas; F - áreas florestadas; G - espécie generalista; M - áreas com influência marinha; U - áreas úmidas. III - Status de ameaça em nível mundial (IUNC, 2017), nacional (MMA, 2014b) e estadual (CONSEMA, 2011): LC - pouco preocupante; NT - quase ameaçada; VU - vulnerável; EN - ameaçada; CR - criticamente ameaçada.

Ordem	Família	Nome científico	Nome popular	Endêmica	Habitat	Status de ameaça		
						Mundial	Nacional	Estadual (SC)
Tinamiformes	Tinamidae	<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)	inhambuguaçu		F	LC		LC
		<i>Crypturellus noctivagus</i> (Wied, 1820)	jaó-do-sul	X	F	NT	VU	EN
		<i>Crypturellus tataupa</i> (Temmenick, 1815)	inhambu-chintã		F	LC		LC
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó		G	LC		LC
		<i>Elanoides forficatus</i> (Linnaeus, 1758)	gavião-tesoura		F	LC		LC
		<i>Harpagus diodon</i> (Temminck, 1823)	gavião-bombachinha		F	LC		LC
		<i>Accipiter superciliosus</i> (Linnaeus, 1766)	gavião-miudinho		F	LC		LC
		<i>Geranospiza caerulescens</i> (Vieillot, 1817)	gavião-pernilongo		F	LC		LC
		<i>Amadonastur lacernulatus</i> (Temminck, 1827)	gavião-pombo-pequeno	X	F	VU	VU	LC
		<i>Buteo brachyurus</i> (Vieillot, 1816)	gavião-de-cauda-curta		G	LC		LC

Anseriformes	Anatidae	<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	pé-vermelho		U	LC		LC
Galliformes	Cracidae	<i>Ortalis squamata</i> (Lesson, 1829)	aracuã-escamoso		F	LC		LC
Suliformes	Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	biguá		U,M	LC		LC
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	savacu		U	LC		LC
		<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	socozinho		U	LC		LC
		<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	garça-vaqueira		AA	LC		LC
		<i>Ardea alba</i> (Linnaeus, 1758)	garça-branca-grande		U,M	LC		LC
		<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	maria-faceira		AA	LC		LC
		<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	garça-branca-pequena		U,M	LC		LC
	Threskiornithidae	<i>Plegadis chihi</i> (Vieillot, 1817)	caraúna-de-cara-branca		U,M	LC		LC
		<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)	tapicuru-da-cara-pelada		U,AA	LC		LC
		<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	curicaca		AA	LC		LC
Cathartiformes	Cathartidae	<i>Cathaertes aura</i> (Linnaeus, 1758)	urubu-da-cabeça-vermelha		G	LC		LC
		<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	urubu-da-cabeça-preta		G	LC		LC

Falconiformes	Falconidae	<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	caracará		G	LC		LC
		<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	carrapateiro		G	LC		LC
		<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)	falcão-relógio		F	LC		LC
		<i>Falco sprarverius</i> (Linnaeus, 1758)	quiriquiri		AA	LC		LC
Gruiformes	Rallidae	<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	saracura-do-mato	X	F,U	LC		LC
		<i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819)	saracura-sanã		U	LC		LC
		<i>Gallinula chloropus</i> (Lichtenstein, 1818)	frango-d'água-comum		U	LC		LC
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	quero-quero		G	LC		LC
	Jacanidae	<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	jaçanã		U	LC		LC
Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	rolinha-roxa		G	LC		LC
		<i>Columbina picui</i> (Temminck, 1813)	rolinha-picui		AA	LC		LC
		<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	pombão		G	LC		LC
		<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonaterre, 1792)	pomba-galega		F	LC		LC
		<i>Leptotila verreauxi</i> (Bonaparte, 1855)	juriti-pupu		F	LC		LC
		<i>Geotrygon montana</i>	pariri		F	LC		LC

		(Linnaeus, 1758)						
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Primolius maracaná</i> (Vieillot, 1816)	maracanã- verdadeira		F,AA	NT		CR
		<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)	tiriba-de- testa- vermelha	X	F	LC		LC
		<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	tuim		AA,F	LC		LC
		<i>Brotogeris tirica</i> (Gmelin, 1788)	periquito-rico	X	F	LC		LC
		<i>Pionopsitta pileata</i> (Scopoli, 1769)	cuiú-cuiú	X	F	LC		LC
		<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	maitaca-verde		F	LC		LC
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato		F	LC		LC
		<i>Coccyzus euleri</i> (Cabanis, 1873)	papa-lagarta- de-euler		F	LC		LC
		<i>Crotophaga ani</i> (Linnaeus, 1758)	anu-preto		AA	LC		LC
		<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	anu-branco		AA	LC		LC
Strigiformes	Tytonidae	<i>Tyto furcata</i> (Temminck, 1827)	coruja-da- igreja		G	LC		LC
	Strigidae	<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i> (Bertoni & Bertoni, 1901)	murucututu- de-barriga- amarela		F	LC		LC
		<i>Strix virgata</i> (Cassin, 1849)	coruja-do- mato		F	LC		LC
		<i>Athene cunicularia</i>	coruja-		AA	LC		LC

		(Molina, 1782)	buraqueira					
		<i>Asio stygius</i> (Wagler, 1832)	mocho-diabo		F,AA	LC		LC
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Lurocalis semitorquatus</i> (Gmelin, 1789)	tuju		F	LC		LC
		<i>Hydropsalis albicollis</i> (Gmelin, 1789)	bacurau		F,AA	LC		LC
Apodiformes	Apodidae	<i>Streptoprocne zonaris</i> (Shaw, 1796)	taperuçu-de-coleira-branca		G	LC		LC
		<i>Chaetura cinereiventris</i> (Sclater, 1862)	andorinhão-de-sobre-cinzento		F	LC		LC
		<i>Chaetura meridionalis</i> (Hellmayr, 1907)	andorinhão-do-temporal		G	LC		LC
	Trochilidae	<i>Ramphodon naevius</i> (Dumont, 1818)	beija-flor-rajado	X	F	NT		LC
		<i>Phaethornis squalidus</i> (Temminck, 1822)	rabo-branco-pequeno	X	F	LC		LC
		<i>Phaethornis eurynome</i> (Lesson, 1832)	rabo-branco-de-garganta-rajada	X	F	LC		LC
		<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-tesoura		AA	LC		LC
		<i>Aphantochroa cirrochloris</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-cinza	X	F	LC		LC
		<i>Florisuga fusca</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-preto	X	F	LC		LC
<i>Anthracothorax nigricollis</i> (Vieillot, 1817)	beija-flor-de-veste-preta		F,AA	LC		LC		

		<i>Lophornis chalybeus</i> (Vieillot, 1822)	topetinho-verde		F	LC		LC
		<i>Thalurania glaucopis</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-de-fronte-violeta	x	F	LC		LC
		<i>Leucochloris albicollis</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-de-papo-branco	X	F	LC		LC
		<i>Amazilia versicolor</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-de-banda-branca		F	LC		LC
		<i>Amazilia fimbriata</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-de-garganta-verde		AA	LC		LC
		<i>Clytolaema rubricauda</i> (Boddaert, 1783)	beija-flor-rubi	X	F	LC		LC
Trogoniformes	Trogonidae	<i>Trogon surrucura</i> (Vieillot, 1817)	surucuá-variado	X	F	LC		LC
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	martim-pescador-grande		U,M	LC		LC
Galbuliformes	Bucconidae	<i>Malacoptila striata</i> (Spix, 1824)	barbudo-rajado	X	F	LC		LC
Piciformes	Ramphastidae	<i>Ramphastos dicolorus</i> (Linnaeus, 1766)	tucano-do-bico-verde	X	F	LC		LC
	Picidae	<i>Picumnus temminckii</i> (Lafresnaye, 1845)	pica-pau-anão-de-coleira	X	F	LC		LC
		<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)	benedito-de-testa-amarela	X	F	LC		LC
		<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	picapauzinho-verde-carijó	X	F	LC		LC
		<i>Piculus flavigula</i> (Boddaert, 1783)	pica-pau-bufador		F	LC		VU
		<i>Colaptes campestris</i>	pica-pau-do-		AA	LC		LC

		(Vieillot, 1818)	campo					
		<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	pica-pau-de-banda-branca		F,AA	LC		LC
Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Myrmotherula unicolor</i> (Ménétrières, 1835)	choquinha-cinzenta	X	F	NT		LC
		<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	choquinha-lisa		F	LC		LC
		<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i> (Temminck, 1822)	chorozinho-de-asa-vermelha		F	LC		LC
		<i>Thamnophilus caerulescens</i> (Vieillot, 1816)	choca-da-mata		F	LC		LC
		<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	choca-de-chapéu-vermelho		AA,U	LC		LC
		<i>Hypoedaleus guttatus</i> (Vieillot, 1816)	chocão-carijó	X	F	LC		LC
		Conopophagidae	<i>Conopophaga melanops</i> (Vieillot, 1818)	cuspidor-de-máscara-preta	X	F	LC	
	Formicariidae	<i>Formicarius colma</i> (Boddaert, 1783)	galinha-do-mato		F	LC		LC
	Dendrocolaptidae	<i>Dendrocincla turdina</i> (Lichtenstein, 1820)	arapaçu-liso	X	F	LC		LC
		<i>Sittasomus griseicapillus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-verde		F	LC		LC
		<i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-rajado	X	F	LC		LC
		<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> (Spix, 1825)	arapaçu-grande		F	LC		LC

		<i>Xiphocolaptes albicollis</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-de-garganta-branca		F	LC		LC	
	Xenopidae	<i>Xenops minutus</i> (Sparrman, 1788)	bico-virado-miúdo		F	LC		LC	
		<i>Xenops rutilans</i> (Temminck, 1821)	bico-virado-carijó		F	LC		LC	
	Furnariidae	<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	joão-de-barro		AA	LC		LC	
		<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	joão-porca		U,F	LC		LC	
		<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	barranqueiro-de-olho-branco	X	F	LC		LC	
		<i>Philydor atricapillus</i> (Wied, 1821)	limpa-folha-coroado	X	F	LC		LC	
		<i>Certhiaxis cinnamomeus</i> (Gmelin, 1788)	curutié		U	LC		LC	
		<i>Synallaxis ruficapilla</i> (Vieillot, 1819)	pichororé	X	F	LC		LC	
		<i>Synallaxis spixi</i> (Sclater, 1856)	joão-teneném		AA	LC		LC	
		<i>Cranioleuca obsoleta</i> (Reichenbach, 1853)	arredio-oliváceo	X	F	LC		LC	
		Pipridae	<i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766)	rendeira		F	LC		LC
			<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	tangará	X	F	LC		LC
	Tityridae	<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)	flautin	X	F	LC		LC	

		<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	anambé- branco-de- rabo-preto		F	LC		LC	
		<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	caneleiro- preto		F	LC		LC	
	Platyrinchidae	<i>Platyrinchus mystaceus</i> (Vieillot, 1818)	patinho		F	LC		LC	
	Rhynchocyclidae	<i>Mionectes rufiventris</i> (Cabanis, 1846)	abre-asa-de- cabeça-cinza	X	F	LC		LC	
		<i>Leptopogon amaurocephalus</i> (Tschudi, 1846)	cabeçudo		F	LC		LC	
		<i>Phylloscartes kronei</i> (Willis & Oniki, 1992)	maria-da- restinga	X	F	VU	VU	LC	
		<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	bico-chato-de- orelha-preta	X	F	LC		LC	
		<i>Todirostrum poliocephalum</i> (Wied, 1831)	teque-teque	X	F	LC		LC	
		<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)	tororó		F	LC		LC	
		<i>Myiornis auricularis</i> (Vieillot, 1818)	miudinho	X	F	LC		LC	
		<i>Hemitriccus orbitatus</i> (Wied, 1831)	tiririzinho-do- mato	X	F	NT		LC	
		<i>Hemitriccus kaempferi</i> (Zimmer, 1953)	maria- catarinense	X	F	EN	VU	VU	
		Tyrannidae	<i>Camptostoma obsoletum</i>	risadinha		AA,F	LC		LC

	(Temminck, 1824)						
	<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	guaracava-de-barriga-amarela		AA	LC		LC
	<i>Elaenia parvirostris</i> (Pelzeln, 1868)	guaracava-de-bico-curto		F	LC		LC
	<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)	tuque		F	LC		LC
	<i>Phyllomyias fasciatus</i> (Thunberg, 1822)	piolhinho		F	LC		LC
	<i>Phyllomyias griseocapilla</i> (Sclater, 1862)	piolhinho-serrano	X	F	NT		LC
	<i>Serpophaga nigricans</i> (Vieillot, 1817)	joão-pobre		U	LC		LC
	<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	alegrinho		AA,F	LC		LC
	<i>Attila phoenicurus</i> (Pelzeln, 1868)	capitão-castanho		F	LC		LC
	<i>Attila rufus</i> (Vieillot, 1819)	capitão-de-sáira	X	F	LC		LC
	<i>Legatus leucophaius</i> (Vieillot, 1818)	bem-te-vi-pirata		F	LC		LC
	<i>Myiarchus swainsoni</i> (Cabanis & Heine, 1859)	irré		F	LC		LC
	<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi		G	LC		LC
	<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	suiriri-cavaleiro		AA	LC		LC
	<i>Myiodynastes</i>	bem-te-vi-		F,AA	LC		LC

		<i>maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	rajado				
		<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	nei-nei		F	LC	LC
		<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	bentevizinho		AA,F	LC	LC
		<i>Tyrannus melancholicus</i> (Vieillot, 1819)	suiriri		AA,F	LC	LC
		<i>Tyrannus savana</i> (Vieillot, 1808)	tesourinha		AA	LC	LC
		<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	peitica		AA,F	LC	LC
		<i>Colonia colonus</i> (Vieillot, 1818)	viuvinha		F	LC	LC
		<i>Pyrocephalus rubinus</i> (Boddaert, 1783)	príncipe		AA	LC	LC
		<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	filipe		AA	LC	LC
		<i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831)	guaracavuçu		F	LC	LC
		<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	enferrujado		F	LC	LC
		<i>Satrapa icterophrys</i> (Vieillot, 1818)	suiriri- pequeno		AA	LC	LC
	Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari		F,AA	LC	LC
		<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	juruviara		F	LC	LC
		<i>Hylophilus poicilotis</i> (Temminck, 1822)	verdinho- coroado		F	LC	LC

Corvidae	<i>Cyanocorax caeruleus</i> (Vieillot, 1818)	gralha-azul	X	F,AA	NT		LC
Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-pequena-de-casa		G	LC		LC
	<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-serradora		AA	LC		LC
	<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-do-campo		AA	LC		LC
	<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	andorinha-doméstica-grande		AA	LC		LC
	<i>Tachycineta leucorrhoa</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-de-sobre-branco		AA	LC		LC
Troglodytidae	<i>Troglodytes musculus</i> (Naumann, 1823)	corruíra		G	LC		LC
Turdidae	<i>Turdus flavipes</i> (Vieillot, 1818)	sabiá-una		F	LC		LC
	<i>Turdus rufiventris</i> (Vieillot, 1818)	sabiá-laranjeira		AA,F	LC		LC
	<i>Turdus leucomelas</i> (Vieillot, 1818)	sabiá-barranco		AA,F	LC		LC
	<i>Turdus amaurochalinus</i> (Cabanis, 1850)	sabiá-poca		AA,F	LC		LC
	<i>Turdus subalaris</i> (Seebohm, 1887)	sabiá-ferreiro	X	F	LC		LC
	<i>Turdus albicollis</i> (Vieillot, 1818)	sabiá-coleira		F	LC		LC
	<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	sabiá-do-campo		AA	LC		LC
Motacillidae	<i>Anthus lutescens</i>	caminheiro-		AA	LC		LC

	(Pucheran, 1855)	zumbidor					
Thraupidae	<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	cambacica			AA,F	LC	LC
	<i>Saltator similis</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	trinca-ferro-verdadeiro			F	LC	LC
	<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	tiê-preto	X		F	LC	LC
	<i>Ramphocelus bresilius</i> (Linnaeus, 1766)	tiê-sangue	X		F,AA	LC	VU
	<i>Lanio melanops</i> (Vieillot, 1818)	tiê-de-topete			F	LC	LC
	<i>Tangara seledon</i> (Statius Muller, 1776)	saíra-sete-cores	X		F	LC	LC
	<i>Tangara cyanocephala</i> (Statius Muller, 1776)	saíra-militar	X		F	LC	LC
	<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaçu-cinzento			AA,F	LC	LC
	<i>Tangara cyanoptera</i> (Vieillot, 1817)	sanhaçu-de-encontro-azul	X		F	NT	LC
	<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)	sanhaçu-do-coqueiro			AA,F	LC	LC
	<i>Tangara ornata</i> (Sparrman, 1789)	sanhaçu-de-encontro-amarelo	X		F	LC	LC
	<i>Tangara preciosa</i> (Cabanis, 1850)	saíra-preciosa			F	LC	LC
	<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)	saíra-viúva			F	LC	LC
	<i>Tersina viridis</i>	saí-andorinha			F,AA	LC	LC

		(Illiger, 1811)						
		<i>Dacnis nigripes</i> (Pelzeln, 1856)	saí-de-pernas-pretas	X	F	NT		LC
		<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saí-azul		AA,F	LC		LC
		<i>Chlorophanes spiza</i> (Linnaeus, 1758)	saí-verde		F	LC		LC
		<i>Hemithraupis ruficapilla</i> (Vieillot, 1818)	saíra-ferrugem		F	LC		LC
		<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	canário-da-terra-verdadeiro		AA	LC		LC
		<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	tiziu		AA	LC		LC
		<i>Sporophila frontalis</i> (Verreaux, 1869)	pioxó	X	F	VU	VU	VU
		<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)	coleirinho		AA	LC		LC
		<i>Tiaris fuliginosus</i> (Wied, 1830)	cigarra-do-coqueiro		F	LC		LC
	Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico		AA	LC		LC
	Cardinalidae	<i>Cyanoloxia glaucocaerulea</i> (d'Orbigny&Lafresnaye, 1837)	azulinho		F,AA	LC		LC
	Parulidae	<i>Setophaga pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	mariquita		F,AA	LC		LC
		<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	pia-cobra		AA,U	LC		LC

		(Gmelin, 1789)						
		<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula	X	F	LC		LC
	Icteridae	<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)	guaxe		F	LC		LC
		<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	vira-bosta		AA	LC		LC
		<i>Sturnella superciliaris</i> (Bonaparte, 1850)	polícia-inglesa- do-sul		AA	LC		LC
	Fringillidae	<i>Sporagra magellanica</i> (Vieillot, 1805)	pintassilgo		AA,F	LC		LC
		<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)	gaturamo- verdadeiro		F	LC		LC
		<i>Euphonia chalybea</i> (Mikan, 1825)	cais-cais	X	F	NT		LC
		<i>Euphonia pectoralis</i> (Latham, 1801)	ferro-velho	X	F	LC		LC
		<i>Chlorophonia cyanea</i> (Thunberg, 1822)	gaturamo- bandeira		F	LC		LC
	Estrildidae	<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)	bico-de-lacre		AA	LC		LC
	Passeridae	<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	pardal		AA	LC		LC

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE B: E-mail e questionário da 1ª rodada.

[Texto do e-mail]

Prezado(a) especialista,

Selecionamos o(a) sr(a) para participar dessa consulta, porque entendemos que o conhecimento que o sr(a) adquiriu através de suas experiências teóricas e práticas pode contribuir com nossa pesquisa de doutorado, que visa compreender como diferentes tipos de cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC influenciam o movimento de espécies de aves locais, com vistas à auxiliar na identificação de áreas mais permeáveis entre manchas de habitat urbano, e incorporar avaliações de conectividade funcional da paisagem, visando a conservação da biodiversidade, no processo de planejamento territorial e paisagístico brasileiro. A tese está sendo desenvolvida no Programa de Pós-graduação em Arquitetura e Urbanismo da Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC.

Como método balizador desta consulta, será empregado a técnica Delphi, que consiste na aplicação de um questionário interativo, que circula repetidas vezes por um grupo de especialistas, preservando o anonimato dos mesmos. Nessa pesquisa, o questionário será aplicado em duas rodadas. Na primeira rodada, os especialistas recebem o questionário e são solicitados a respondê-lo individualmente. As respostas do questionário são recolhidas, recebem um tratamento estatístico e os resultados são devolvidos aos participantes na rodada seguinte. A cada nova rodada as perguntas são repetidas, e os especialistas podem reavaliar (manter ou alterar) as suas respostas à luz das respostas dadas pelos demais respondentes do grupo na rodada anterior.

Portanto, este processo será repetido por duas rodadas. Alcançado este número de rodadas, apresenta-se aos participantes o relatório final.

Nas duas rodadas de questionário, o sr(a) encontrará um Mapa de cobertura do solo da área em estudo e seções correspondentes a cada uma das três espécies de aves selecionadas. Gostaríamos de conhecer a vossa percepção sobre o movimento dessas espécies através da paisagem estudada. Pedimos que, para cada uma das espécies, o sr(a) atribua valores entre 1 a 10 para cada um dos tipos de cobertura do solo, onde valores próximos ou iguais a 1 representam coberturas do solo com menor resistência ao movimento da espécie (ou seja, tipos de cobertura do solo iguais ou similares ao habitat natural) e valores mais próximos ou iguais a 10 representam coberturas do solo com maior resistência ao movimento da espécie (ou seja, barreiras). Assim, poderemos avaliar a conectividade funcional da paisagem, identificando os caminhos mais permeáveis entre as manchas de habitat urbano.

Pedimos que o sr(a) atribua valores somente para as espécies e tipos de cobertura do solo que se sente confortável. Para cada classe de cobertura do solo, há um campo que pode ser utilizado, sempre que desejar, para fazer observações ou justificativas em relação ao valor de resistência atribuído ao tipo de cobertura do solo.

O tempo médio para responder o questionário é de, aproximadamente, 10 minutos.

Desde já agradecemos a atenção e estaremos aguardando vossa valiosa contribuição dentro do prazo estipulado.

Acesso ao questionário da 1ª rodada: <https://goo.gl/forms/BO6uHxP4cQFiISq13>

Prazo limite para resposta: 30/07/2018.

Atenciosamente,

Doutorando: Lucas da Silva Rudolpho

Orientadora: Prof. Dra. Alina Gonçalves Santiago

Programa de Pós-graduação em Arquitetura e Urbanismo

Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Informações para contato: lucarudolpho@gmail.com | (47) 99952 2192

[Questionário]



Questionário (1ª rodada)

Prezado(a) especialista,

Selecionamos o(a) sr(a) para participar dessa consulta, porque entendemos que o conhecimento que o(a) sr(a) adquiriu através de suas experiências teóricas e práticas pode contribuir com nossa pesquisa de doutorado, que visa compreender como diferentes tipos de cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC influenciam o movimento de espécies de aves locais, com vistas à auxiliar na identificação de áreas mais permeáveis entre manchas de habitat urbano, e incorporar avaliações de conectividade funcional da paisagem, visando a conservação da biodiversidade, no processo de planejamento territorial e paisagístico brasileiro. A tese está sendo desenvolvida no Programa de Pós-graduação em Arquitetura e Urbanismo da Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC.

Como método balizador desta consulta, será empregado a técnica Delphi, que consiste na aplicação de um questionário interativo, que circula repetidas vezes por um grupo de especialistas, preservando o anonimato dos mesmos. Nessa pesquisa, o questionário será aplicado em duas rodadas. Na primeira rodada, os especialistas recebem o questionário e são solicitados a respondê-lo individualmente. As respostas dos questionários são recolhidas, recebem um tratamento estatístico e os resultados são devolvidos aos participantes na rodada seguinte. A cada nova rodada as perguntas são repetidas, e os especialistas podem reavaliar (manter ou alterar) as suas respostas à luz das respostas dadas pelos demais respondentes do grupo na rodada anterior.

Portanto, este processo será repetido por duas rodadas. Alcançado este número de rodadas, apresenta-se aos participantes o relatório final.

Nas duas rodadas de questionário, o(a) sr(a) encontrará um Mapa de cobertura do solo da área em estudo e seções correspondentes a cada uma das três espécies de aves selecionadas. Gostaríamos de conhecer a vossa percepção sobre o movimento dessas espécies através da paisagem estudada. Pedimos que, para cada uma das espécies, o(a) sr(a) atribua valores entre 1 a 10 para cada um dos tipos de cobertura do solo, onde valores próximos ou iguais a 1 representam coberturas do solo com menor resistência ao movimento da espécie (ou seja, tipos de cobertura do solo iguais ou similares ao habitat natural) e valores mais próximos ou iguais a 10 representam coberturas do solo com maior resistência ao movimento da espécie (ou seja, barreiras). Assim, poderemos avaliar a conectividade funcional da paisagem, identificando os caminhos mais permeáveis entre as manchas de habitat urbano.

Pedimos que o(a) sr(a) atribua valores somente para as espécies e tipos de cobertura do solo que se sente confortável. Para cada classe de cobertura do solo, há um campo que pode ser utilizado, sempre que desejar, para fazer observações ou justificativas em relação ao valor de resistência atribuído ao tipo de cobertura do solo.

O tempo médio para responder o questionário é de, aproximadamente, 10 minutos.

Desde já agradecemos a atenção e estaremos aguardando vossa valiosa contribuição dentro do prazo estipulado.

Prazo limite para resposta: 30/07/2018.

Atenciosamente,

Doutorando: Lucas da Silva Rudolpho
Orientadora: Prof. Dra. Alina Gonçalves Santiago
Programa de Pós-graduação em Arquitetura e Urbanismo
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC
Informações para contato: lucarudolpho@gmail.com | (47) 99952 2192

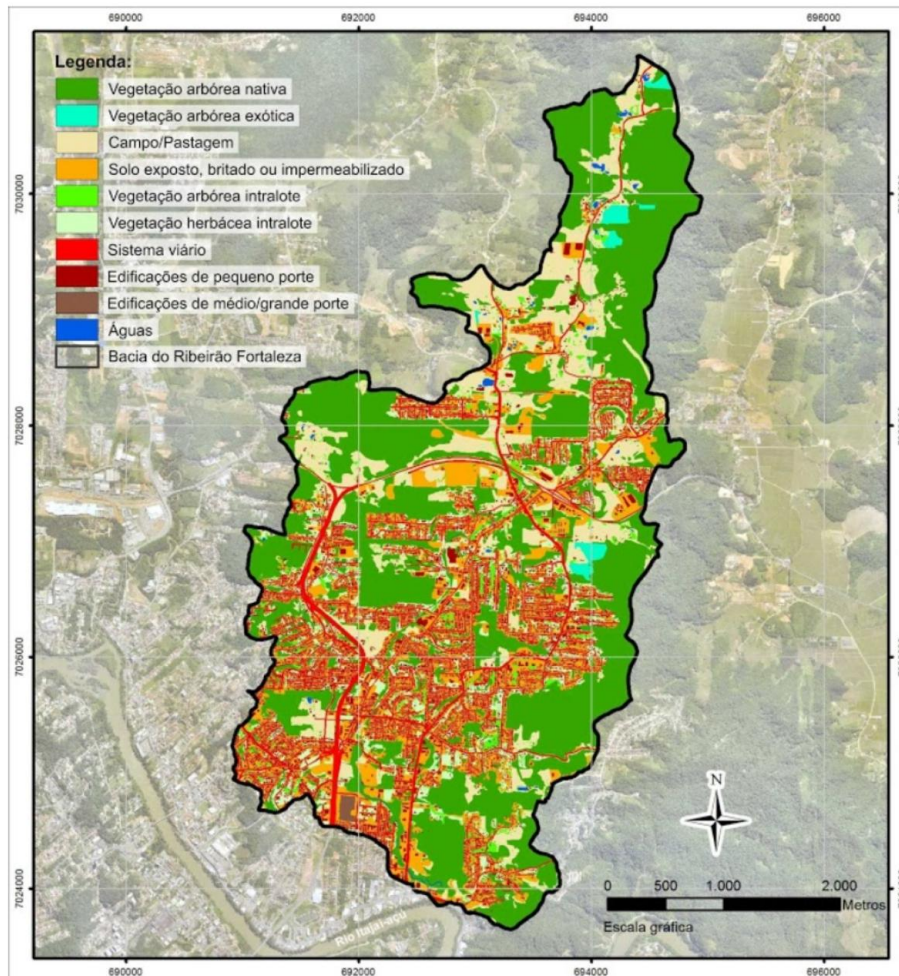
Endereço de e-mail *

Seu e-mail _____

Próxima

Página 1 de 6

1. Mapa de cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC



Voltar

Próxima

Página 2 de 6

2. Valores de resistência dos tipos de cobertura do solo para *Crypturellus noctivagus*



Fonte: Vilde Eriberto Florencio (2016).

a) Vegetação arbórea nativa

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: manchas de vegetação arbórea nativa em diferentes estágios de regeneração



Observações/Justificativas

Sua resposta

b) Vegetação arbórea exótica

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: manchas introduzidas com espécies exóticas como Pinus ssp, Eucalyptus ssp e Archontophoenix alexandrae. Sub-bosque herbáceo de nativas.

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

c) Campo/Pastagem

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: áreas cobertas por gramíneas, com uso agropecuário ou sem uso definido

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado em lotes edificadas ou desocupados

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

e) Vegetação arbórea intralote

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: vegetação arbórea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

f) Vegetação herbácea intralote

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: vegetação herbácea em quintais, pátios e jardins de lotes edificados ou desocupados

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

g) Sistema viário

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: vias expressas, arteriais, coletoras e locais, sem arborização viária

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

h) Edificações de pequeno porte

	<ul style="list-style-type: none"> a) Vegetação arbórea nativa b) Vegetação arbórea exótica c) Campo/Pastagem d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado e) Vegetação arbórea intralote f) Vegetação herbácea intralote g) Sistema viário h) Edificações de pequeno porte i) Edificações de médio/grande porte j) Águas
---	--

Ex.: edifícios de até dois pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

i) Edificações de médio/grande porte

	<ul style="list-style-type: none"> a) Vegetação arbórea nativa b) Vegetação arbórea exótica c) Campo/Pastagem d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado e) Vegetação arbórea intralote f) Vegetação herbácea intralote g) Sistema viário h) Edificações de pequeno porte i) Edificações de médio/grande porte j) Águas
---	--

Ex: edifícios com três ou mais pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

j) Águas

		a) Vegetação arbórea nativa
		b) Vegetação arbórea exótica
		c) Campo/Pastagem
		d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
		e) Vegetação arbórea intralote
		f) Vegetação herbácea intralote
		g) Sistema viário
		h) Edificações de pequeno porte
		i) Edificações de médio/grande porte
		j) Águas

Ex.: cursos de água e lagoas

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

Voltar

Próxima



Página 3 de 6

3. Valores de resistência dos tipos de cobertura do solo para *Hemitriccus kaempferi*



a) Vegetação arbórea nativa

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: manchas de vegetação arbórea nativa em diferentes estágios de regeneração

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

b) Vegetação arbórea exótica

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: manchas introduzidas com espécies exóticas como Pinus ssp, Eucalyptus ssp e Archontophoenix alexandrae. Sub-bosque herbáceo de nativas.

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

c) Campo/Pastagem

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: áreas cobertas por gramíneas, com uso agropecuário ou sem uso definido

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado em lotes edificados ou desocupados

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

e) Vegetação arbórea intralote

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: vegetação arbórea em quintais, pátios e jardins de lotes edificados ou desocupados

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

f) Vegetação herbácea intralote

	<ul style="list-style-type: none">a) Vegetação arbórea nativab) Vegetação arbórea exóticac) Campo/Pastagemd) Solo exposto, britado ou impermeabilizadoe) Vegetação arbórea intralotef) Vegetação herbácea intraloteg) Sistema viárioh) Edificações de pequeno portei) Edificações de médio/grande portej) Águas
---	---

Ex.: vegetação herbácea em quintais, pátios e jardins de lotes edificados ou desocupados

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

g) Sistema viário

	<ul style="list-style-type: none">a) Vegetação arbórea nativab) Vegetação arbórea exóticac) Campo/Pastagemd) Solo exposto, britado ou impermeabilizadoe) Vegetação arbórea intralotef) Vegetação herbácea intraloteg) Sistema viárioh) Edificações de pequeno portei) Edificações de médio/grande portej) Águas
---	---

Ex.: vias expressas, arteriais, coletoras e locais, sem arborização viária

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

h) Edificações de pequeno porte

	<ul style="list-style-type: none">a) Vegetação arbórea nativab) Vegetação arbórea exóticac) Campo/Pastagemd) Solo exposto, britado ou impermeabilizadoe) Vegetação arbórea intralotef) Vegetação herbácea intraloteg) Sistema viárioh) Edificações de pequeno portei) Edificações de médio/grande portej) Águas
---	---

Ex.: edifícios de até dois pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

i) Edificações de médio/grande porte

	<ul style="list-style-type: none">a) Vegetação arbórea nativab) Vegetação arbórea exóticac) Campo/Pastagemd) Solo exposto, britado ou impermeabilizadoe) Vegetação arbórea intralotef) Vegetação herbácea intraloteg) Sistema viárioh) Edificações de pequeno portei) Edificações de médio/grande portej) Águas
---	---

Ex: edifícios com três ou mais pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

j) Águas

		<ul style="list-style-type: none"> a) Vegetação arbórea nativa b) Vegetação arbórea exótica c) Campo/Pastagem d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado e) Vegetação arbórea intralote f) Vegetação herbácea intralote g) Sistema viário h) Edificações de pequeno porte i) Edificações de médio/grande porte j) Águas
---	---	--

Ex.: cursos de água e lagoas

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao
movimentomaior resistência ao
movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

Voltar

Próxima


 Página 4 de 6

4. Valores de resistência dos tipos de cobertura do solo para *Sporophila frontalis*



a) Vegetação arbórea nativa

		a) Vegetação arbórea nativa
		b) Vegetação arbórea exótica
		c) Campo/Pastagem
		d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
		e) Vegetação arbórea intralote
		f) Vegetação herbácea intralote
		g) Sistema viário
		h) Edificações de pequeno porte
		i) Edificações de médio/grande porte
		j) Águas

Ex.: manchas de vegetação arbórea nativa em diferentes estágios de regeneração

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

b) Vegetação arbórea exótica

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: manchas introduzidas com espécies exóticas como Pinus ssp, Eucalyptus ssp e Archontophoenix alexandrae. Sub-bosque herbáceo de nativas.

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

c) Campo/Pastagem

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: áreas cobertas por gramíneas, com uso agropecuário ou sem uso definido

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado em lotes edificadas ou desocupados

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

e) Vegetação arbórea intralote

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: vegetação arbórea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

f) Vegetação herbácea intralote

	a) Vegetação arbórea nativa b) Vegetação arbórea exótica c) Campo/Pastagem d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado e) Vegetação arbórea intralote f) Vegetação herbácea intralote g) Sistema viário h) Edificações de pequeno porte i) Edificações de médio/grande porte j) Águas
---	--

Ex.: vegetação herbácea em quintais, pátios e jardins de lotes edificados ou desocupados

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

g) Sistema viário

	a) Vegetação arbórea nativa b) Vegetação arbórea exótica c) Campo/Pastagem d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado e) Vegetação arbórea intralote f) Vegetação herbácea intralote g) Sistema viário h) Edificações de pequeno porte i) Edificações de médio/grande porte j) Águas
---	--

Ex.: vias expressas, arteriais, coletoras e locais, sem arborização viária

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

h) Edificações de pequeno porte

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: edifícios de até dois pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

i) Edificações de médio/grande porte

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex: edifícios com três ou mais pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao movimento



maior resistência ao movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

j) Águas



a) Vegetação arbórea nativa
b) Vegetação arbórea exótica
c) Campo/Pastagem
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
e) Vegetação arbórea intralote
f) Vegetação herbácea intralote
g) Sistema viário
h) Edificações de pequeno porte
i) Edificações de médio/grande porte
j) Águas

Ex.: cursos de água e lagoas

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

menor resistência ao
movimentomaior resistência ao
movimento

Observações/Justificativas

Sua resposta

Voltar

Próxima

Página 5 de 6

5. Considerações finais

a) Deseja fazer mais algum comentário que considere relevante para a nossa pesquisa?

Sua resposta

Voltar

Enviar

Página 6 de 6

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE C: E-mail e questionário da 2ª rodada.

[Texto do e-mail]

Prezado(a) especialista,

Gostaríamos de agradecer-lo(a) por responder o questionário anterior no prazo estipulado, contribuindo positivamente para o andamento da nossa pesquisa de doutorado, que visa compreender como diferentes tipos de cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Fortaleza, em Blumenau/SC, influenciam o movimento de espécies de aves locais, com vistas à auxiliar na identificação de áreas mais permeáveis entre manchas de habitat urbano, e incorporar avaliações de conectividade funcional da paisagem, visando a conservação da biodiversidade, no processo de planejamento territorial e paisagístico brasileiro.

Nesta segunda rodada de questionário, apresentamos o feedback das respostas do questionário da primeira rodada (arquivo .pdf em anexo), dando-lhe a oportunidade de reavaliar as suas respostas à luz das respostas dadas pelos demais respondentes do grupo na rodada anterior.

Portanto, pedimos que o sr(a) avalie as respostas do questionário da primeira rodada e, se julgar necessário, as considere nas suas respostas desta segunda rodada. Lembramos que o anonimato está absolutamente garantido, sendo este uma das características básicas da metodologia balizadora adotada (Delphi).

Desde já agradecemos a atenção e estaremos aguardando vossa valiosa contribuição dentro do prazo estipulado.

Acesso ao questionário (2ª rodada): <https://goo.gl/forms/Q2XhW85by85vX2Sk2>

Prazo limite para resposta: 28/08/2018.

Atenciosamente,

Doutorando: Lucas da Silva Rudolpho

Orientadora: Prof. Dra. Alina Gonçalves Santiago











Programa de Pós-graduação em Arquitetura e Urbanismo

Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Informações para contato: lucarudolpho@gmail.com | (47) 99952 2192











[Anexos do e-mail]

Tabela C-1: Valores de resistência dos tipos de cobertura do solo para *Cryptorellus noctivagus* (1ª rodada de questionário).

Tipos de cobertura do solo		Opinião individual		Opinião coletiva (1ª rodada: 47 especialistas)			
Descrição	Ilustrações	Resistência (1 a 10)	Observações/Justificativas	Resistência (1 a 10)		Desvio padrão	Coeficiente de variação (%)
				Média	Mediana		
a) Vegetação arbórea nativa Ex.: manchas de vegetação arbórea nativa em diferentes estágios de regeneração		1	-	1.38	1.00	0.99	71.60
b) Vegetação arbórea exótica Ex.: plantios de Pínus ssp e Eucalyptus ssp com sub-bosque herbáceo de nativas		3	Acho que depende um pouco do manejo. Áreas com sub-bosque mais manejado teriam uma resistência maior. Mas em geral, daria o valor acima.	5.36	5.00	2.37	44.24
c) Campo/Pastagem Ex.: áreas cobertas por gramíneas, com uso agropecuário ou sem uso definido		5	-	8.40	9.00	1.75	20.86
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado em lotes edificadas ou desocupados		10	-	9.95	10.00	0.20	2.05
e) Vegetação arbórea intralote Ex.: vegetação arbórea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados		9	É uma espécie estritamente florestal e sensível a alterações antrópicas. Como é de solo, acredito que não iria transpor muros.	9.36	10.00	1.07	11.45
f) Vegetação herbácea intralote Ex.: vegetação herbácea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados		10	-	9.61	10.00	0.70	7.37
g) Sistema viário Ex.: vias expressas, arteriais, coletoras e locais, sem arborização viária		7	Acredito que evitaria, mas é capaz de cruzar estradas e outras vias.	9.32	10.00	1.15	12.39
h) Edificações de pequeno porte Ex.: edifícios de até dois pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos		10	-	9.87	10.00	0.74	7.50
i) Edificações de médio/grande porte Ex.: edifícios com três ou mais pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos		10	-	10.00	10.00	0.00	0.00
j) Águas Ex.: cursos de água e lagoas		9	-	8.71	9.00	1.80	20.71











Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Tabela C-2: Valores de resistência dos tipos de cobertura do solo para *Hemitriccus kaempferi* (1ª rodada de questionário).

Tipos de cobertura do solo		Opinião individual		Opinião coletiva (1ª rodada: 47 especialistas)			
Descrição	Ilustrações	Resistência (1 a 10)	Observações/Justificativas	Resistência (1 a 10)		Desvio padrão	Coeficiente de variação (%)
				Média	Mediana		
a) Vegetação arbórea nativa Ex.: manchas de vegetação arbórea nativa em diferentes estágios de regeneração		1	-	1.91	1.00	1.96	102.69
b) Vegetação arbórea exótica Ex.: plantios de Pínus ssp e Eucalyptus ssp com sub-bosque herbáceo de nativas		3	-	4.08	3.00	2.68	65.62
c) Campo/Pastagem Ex.: áreas cobertas por gramíneas, com uso agropecuário ou sem uso definido		5	-	5.76	5.00	3.12	54.18
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado em lotes edificadas ou desocupados		10	-	8.82	10.00	2.12	23.92
e) Vegetação arbórea intralote Ex.: vegetação arbórea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados		8	-	7.58	8.50	2.55	33.64
f) Vegetação herbácea intralote Ex.: vegetação herbácea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados		10	-	8.23	9.00	2.19	26.61
g) Sistema viário Ex.: vias expressas, arteriais, coletoras e locais, sem arborização viária		7	-	7.54	9.00	2.88	38.19
h) Edificações de pequeno porte Ex.: edifícios de até dois pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos		10	-	9.15	10.00	1.76	19.27
i) Edificações de médio/grande porte Ex.: edifícios com três ou mais pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos		10	-	9.41	10.00	1.55	16.55
j) Águas Ex.: cursos de água e lagoas		7	-	5.31	5.00	3.11	58.70

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Tabela C-3: Valores de resistência dos tipos de cobertura do solo para *Sporophila frontalis* (1ª rodada de questionário).

Tipos de cobertura do solo		Opinião individual		Opinião coletiva (1ª rodada: 47 especialistas)			
Descrição	Ilustrações	Resistência (1 a 10)	Observações/Justificativas	Resistência (1 a 10)		Desvio padrão	Coeficiente de variação (%)
				Média	Mediana		
a) Vegetação arbórea nativa Ex.: manchas de vegetação arbórea nativa em diferentes estágios de regeneração		1	-	1.18	1.00	0.66	55.98
b) Vegetação arbórea exótica Ex.: plantios de Pínus ssp e Eucalyptus ssp com sub-bosque herbáceo de nativas		3	-	4.61	4.00	2.39	51.93
c) Campo/Pastagem Ex.: áreas cobertas por gramíneas, com uso agropecuário ou sem uso definido		7	-	8.75	9.00	1.63	18.73
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado em lotes edificadas ou desocupados		10	-	9.90	10.00	0.43	4.35
e) Vegetação arbórea intralote Ex.: vegetação arbórea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados		7	-	8.85	9.00	1.35	15.28
f) Vegetação herbácea intralote Ex.: vegetação herbácea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados		10	-	9.85	10.00	0.41	4.23
g) Sistema viário Ex.: vias expressas, arteriais, coletoras e locais, sem arborização viária		7	-	8.88	10.00	1.90	21.42
h) Edificações de pequeno porte Ex.: edifícios de até dois pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos		10	-	9.95	10.00	0.21	2.17
i) Edificações de médio/grande porte Ex.: edifícios com três ou mais pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos		10	-	10.00	10.00	0.00	0.00
j) Águas Ex.: cursos de água e lagoas		7	-	7.70	9.00	2.46	31.97

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

[Questionário]



Questionário (2ª rodada)

Prezado(a) especialista,

Gostaríamos primeiramente de agradecer-lo(a) por responder o questionário anterior no prazo estipulado, contribuindo positivamente para o andamento da nossa pesquisa de doutorado, que visa compreender como diferentes tipos de cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Fortaleza, em Blumenau/SC, influenciam o movimento de espécies de aves locais, com vistas à auxiliar na identificação de áreas mais permeáveis entre manchas de habitat urbano, e incorporar avaliações de conectividade funcional da paisagem, visando a conservação da biodiversidade, no processo de planejamento territorial.

Nesta segunda rodada de questionário, apresentamos o feedback das respostas do questionário da primeira rodada (no email, em anexo), dando-lhe a oportunidade de reavaliar (manter ou alterar) as suas respostas à luz das respostas dadas pelos demais respondentes do grupo.

Portanto, pedimos que o(a) sr(a) avalie as respostas do questionário da primeira rodada e, se julgar necessário, as considere nas suas respostas desta segunda rodada. Lembramos que o anonimato está absolutamente garantido, sendo este uma das características básicas da metodologia balizadora adotada (Delphi).

Assim como no questionário anterior, o(a) sr(a) encontrará um Mapa de cobertura do solo da área em estudo e seções correspondentes a cada uma das três espécies de aves selecionadas (com registro de ocorrência na área). Gostaríamos de conhecer a vossa percepção sobre o movimento dessas espécies através da paisagem estudada. Pedimos que, para cada uma das espécies, o(a) sr(a) atribua valores entre 1 a 10 para cada um dos tipos de cobertura do solo, onde valores próximos ou iguais a 1 representam coberturas do solo com menor resistência ao movimento da espécie (ou seja, tipos de cobertura do solo iguais ou similares ao habitat natural) e valores mais próximos ou iguais a 10 representam coberturas do solo com maior resistência ao movimento da espécie (ou seja, barreiras). Assim, poderemos avaliar a conectividade funcional da paisagem, identificando os caminhos mais permeáveis entre as manchas de habitat urbano.

Pedimos que o(a) sr(a) atribua valores somente para as espécies e tipos de cobertura do solo que se sente confortável. Para cada classe de cobertura do solo, há um campo que pode ser utilizado, sempre que desejar, para fazer observações ou justificativas em relação ao valor atribuído ao tipo de cobertura do solo.

O tempo médio para responder o questionário é de, aproximadamente, 15 minutos.

Desde já agradecemos a atenção e estaremos aguardando vossa valiosa contribuição dentro do prazo estipulado.

Prazo limite para resposta: 28/08/2018 (prorrogado até 31/08/2018)

Atenciosamente,

Doutorando: Lucas da Silva Rudolpho
Orientadora: Prof. Dra. Alina Gonçalves Santiago
Programa de Pós-graduação em Arquitetura e Urbanismo
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC
Informações para contato: lucarudolpho@gmail.com | (47) 99952 2192

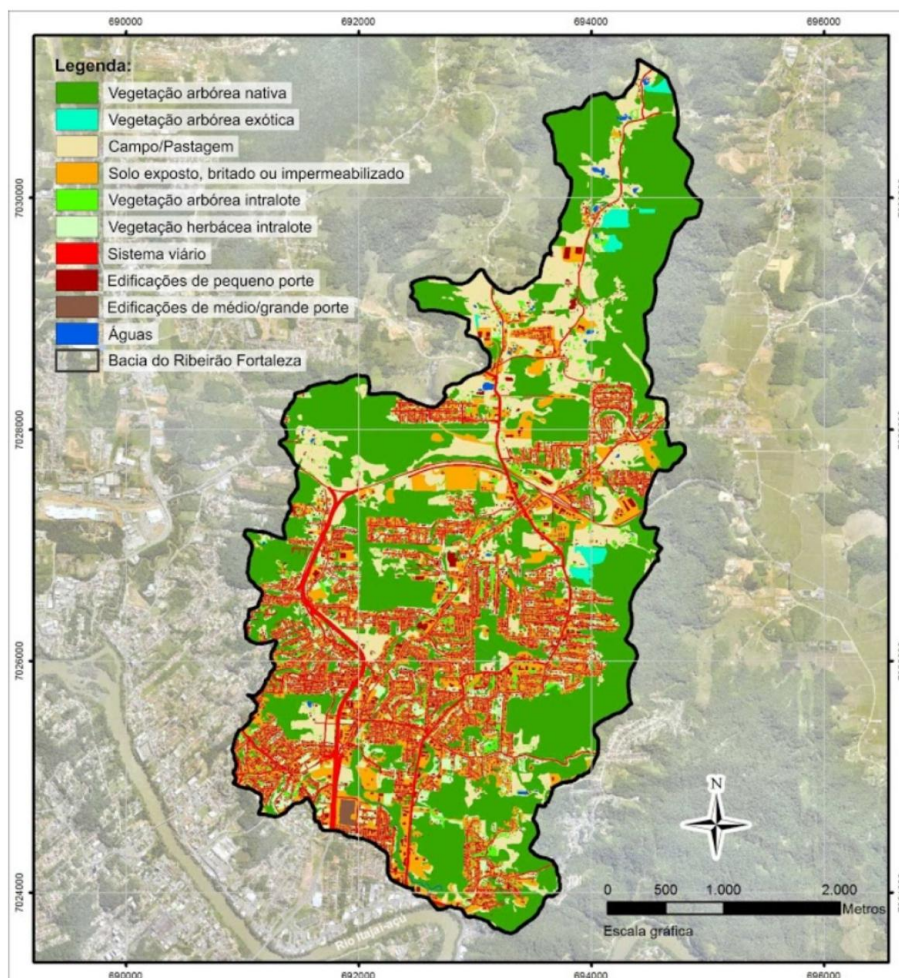
Endereço de e-mail *

Seu e-mail

Próxima

Página 1 de 6

1. Mapa de cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC



Voltar

Próxima

Página 2 de 6

2. Valores de resistência dos tipos de cobertura do solo para *Crypturellus noctivagus*



Fonte: Vilde Eriberto Florencio (2016).

a) Vegetação arbórea nativa



Ex.: manchas de vegetação arbórea nativa em diferentes estágios de regeneração

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
1.38	1.00	0.99	71.60%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

b) Vegetação arbórea exótica

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: manchas introduzidas com espécies exóticas como *Pinus* ssp, *Eucalyptus* ssp e *Archontophoenix alexandrae* (sub-bosque herbáceo de nativas)

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
5.36	5.00	2.37	44.24%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

c) Campo/Pastagem



Ex.: áreas cobertas por gramíneas, com uso agropecuário ou sem uso definido

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
8.40	9.00	1.75	20.86%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta

Observações/Justificativas

Sua resposta

d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado em lotes edificadas ou desocupados



Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
9.95	10.00	0.20	2.05%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

e) Vegetação arbórea intralote



- a) Vegetação arbórea nativa
- b) Vegetação arbórea exótica
- c) Campo/Pastagem
- d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
- e) Vegetação arbórea intralote**
- f) Vegetação herbácea intralote
- g) Sistema viário
- h) Edificações de pequeno porte
- i) Edificações de médio/grande porte
- j) Águas

Ex.: vegetação arbórea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
9.36	10.00	1.07	11.45%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

f) Vegetação herbácea intralote

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: vegetação herbácea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
9.61	10.00	0.70	7.37%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

g) Sistema viário



a) Vegetação arbórea nativa
b) Vegetação arbórea exótica
c) Campo/Pastagem
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
e) Vegetação arbórea intralote
f) Vegetação herbácea intralote
g) Sistema viário
h) Edificações de pequeno porte
i) Edificações de médio/grande porte
j) Águas

Ex.: vias expressas, arteriais, coletoras e locais, sem arborização viária

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
9.32	10.00	1.15	12.39%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

h) Edificações de pequeno porte



a) Vegetação arbórea nativa
b) Vegetação arbórea exótica
c) Campo/Pastagem
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
e) Vegetação arbórea intralote
f) Vegetação herbácea intralote
g) Sistema viário
h) Edificações de pequeno porte
i) Edificações de médio/grande porte
j) Águas

Ex.: edifícios de até dois pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
9.87	10.00	0.74	7.50%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

i) Edificações de médio/grande porte

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex: edifícios com três ou mais pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
10.00	10.00	0.00	0.00%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta

Observações/Justificativas

Sua resposta

j) Águas

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: cursos de água e lagoas

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
8.71	9.00	1.80	20.71%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta

Observações/Justificativas

Sua resposta

Voltar

Próxima

Página 3 de 6

3. Valores de resistência dos tipos de cobertura do solo para *Hemitriccus kaempferi*



a) Vegetação arbórea nativa



Ex.: manchas de vegetação arbórea nativa em diferentes estágios de regeneração

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
1.18	1.00	0.66	55.98%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

b) Vegetação arbórea exótica

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: manchas introduzidas com espécies exóticas como *Pinus* ssp, *Eucalyptus* ssp e *Archontophoenix alexandrae* (sub-bosque herbáceo de nativas)

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
4.61	4.00	2.39	51.93%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

c) Campo/Pastagem



a) Vegetação arbórea nativa
b) Vegetação arbórea exótica
c) Campo/Pastagem
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
e) Vegetação arbórea intralote
f) Vegetação herbácea intralote
g) Sistema viário
h) Edificações de pequeno porte
i) Edificações de médio/grande porte
j) Águas

Ex.: áreas cobertas por gramíneas, com uso agropecuário ou sem uso definido

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
8.75	9.00	1.63	18.73%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta

Observações/Justificativas

Sua resposta

d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado em lotes edificadas ou desocupados



a) Vegetação arbórea nativa
b) Vegetação arbórea exótica
c) Campo/Pastagem
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
e) Vegetação arbórea intralote
f) Vegetação herbácea intralote
g) Sistema viário
h) Edificações de pequeno porte
i) Edificações de médio/grande porte
j) Águas

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
9.90	10.00	0.43	4.35%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

e) Vegetação arbórea intralote



a) Vegetação arbórea nativa
b) Vegetação arbórea exótica
c) Campo/Pastagem
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
e) Vegetação arbórea intralote
f) Vegetação herbácea intralote
g) Sistema viário
h) Edificações de pequeno porte
i) Edificações de médio/grande porte
j) Águas

Ex.: vegetação arbórea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
8.85	9.00	1.35	15.28%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

f) Vegetação herbácea intralote



a) Vegetação arbórea nativa
b) Vegetação arbórea exótica
c) Campo/Pastagem
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
e) Vegetação arbórea intralote
f) Vegetação herbácea intralote
g) Sistema viário
h) Edificações de pequeno porte
i) Edificações de médio/grande porte
j) Águas

Ex.: vegetação herbácea em quintais, pátios e jardins de lotes edificados ou desocupados

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
9.85	10.00	0.41	4.23%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

g) Sistema viário



a) Vegetação arbórea nativa
b) Vegetação arbórea exótica
c) Campo/Pastagem
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
e) Vegetação arbórea intralote
f) Vegetação herbácea intralote
g) Sistema viário
h) Edificações de pequeno porte
i) Edificações de médio/grande porte
j) Águas

Ex.: vias expressas, arteriais, coletoras e locais, sem arborização viária

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
8.88	10.00	1.90	21.42%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

h) Edificações de pequeno porte



a) Vegetação arbórea nativa
b) Vegetação arbórea exótica
c) Campo/Pastagem
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
e) Vegetação arbórea intralote
f) Vegetação herbácea intralote
g) Sistema viário
h) Edificações de pequeno porte
i) Edificações de médio/grande porte
j) Águas

Ex.: edifícios de até dois pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
9.95	10.00	0.21	2.17%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

i) Edificações de médio/grande porte

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex: edifícios com três ou mais pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
10.00	10.00	0.00	0.00%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta

Observações/Justificativas

Sua resposta

j) Águas

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: cursos de água e lagoas

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
7.70	9.00	2.46	31.97%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta

Observações/Justificativas

Sua resposta

Voltar

Próxima

Página 4 de 6

4. Valores de resistência dos tipos de cobertura do solo para *Sporophila frontalis*



a) Vegetação arbórea nativa



Ex.: manchas de vegetação arbórea nativa em diferentes estágios de regeneração

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
1.91	1.00	1.96	102.69%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

b) Vegetação arbórea exótica

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: manchas introduzidas com espécies exóticas como Pinus ssp, Eucalyptus ssp e Archontophoenix alexandrae (sub-bosque herbáceo de nativas)

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
4.08	3.00	2.68	65.62%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

c) Campo/Pastagem



a) Vegetação arbórea nativa
b) Vegetação arbórea exótica
c) Campo/Pastagem
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
e) Vegetação arbórea intralote
f) Vegetação herbácea intralote
g) Sistema viário
h) Edificações de pequeno porte
i) Edificações de médio/grande porte
j) Águas

Ex.: áreas cobertas por gramíneas, com uso agropecuário ou sem uso definido

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
5.76	5.00	3.12	54.18%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado em lotes edificadas ou desocupados



a) Vegetação arbórea nativa
b) Vegetação arbórea exótica
c) Campo/Pastagem
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
e) Vegetação arbórea intralote
f) Vegetação herbácea intralote
g) Sistema viário
h) Edificações de pequeno porte
i) Edificações de médio/grande porte
j) Águas

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
8.82	10.00	2.11	23.92%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

e) Vegetação arbórea intralote

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: vegetação arbórea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
7.58	8.50	2.55	33.64%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

f) Vegetação herbácea intralote

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: vegetação herbácea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
8.23	9.00	2.19	26.61%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

g) Sistema viário



a) Vegetação arbórea nativa
b) Vegetação arbórea exótica
c) Campo/Pastagem
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
e) Vegetação arbórea intralote
f) Vegetação herbácea intralote
g) Sistema viário
h) Edificações de pequeno porte
i) Edificações de médio/grande porte
j) Águas

Ex.: vias expressas, arteriais, coletoras e locais, sem arborização viária

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
7.54	9.00	2.88	38.19%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

h) Edificações de pequeno porte



a) Vegetação arbórea nativa
b) Vegetação arbórea exótica
c) Campo/Pastagem
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
e) Vegetação arbórea intralote
f) Vegetação herbácea intralote
g) Sistema viário
h) Edificações de pequeno porte
i) Edificações de médio/grande porte
j) Águas

Ex.: edifícios de até dois pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
9.15	10.00	1.76	19.27%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta _____

Observações/Justificativas

Sua resposta _____

i) Edificações de médio/grande porte

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex: edifícios com três ou mais pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
9.41	10.00	1.55	16.55%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta

Observações/Justificativas

Sua resposta

j) Águas

	a) Vegetação arbórea nativa
	b) Vegetação arbórea exótica
	c) Campo/Pastagem
	d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado
	e) Vegetação arbórea intralote
	f) Vegetação herbácea intralote
	g) Sistema viário
	h) Edificações de pequeno porte
	i) Edificações de médio/grande porte
	j) Águas

Ex.: cursos de água e lagoas

Feedback do questionário da 1ª rodada

Opinião coletiva (47 especialistas)			
Média	Mediana	Desvio padrão	Coefficiente de variação*
5.31	5.00	3.11	58.70%

*O coeficiente de variação mostra a variabilidade dos dados em relação à média. Quanto menor o coeficiente de variação, mais homogêneo é o conjunto de dados.

Valor de resistência (1 a 10)

Sua resposta

Observações/Justificativas

Sua resposta

Voltar


Próxima

Página 5 de 6

5. Considerações finais

a) Deseja fazer mais algum comentário que considere relevante para a nossa pesquisa?

Sua resposta _____

[Voltar](#) [Enviar](#)  Página 6 de 6

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE D: Relatório final encaminhado aos especialistas participantes das duas rodadas de questionário.

[Texto do e-mail]

Prezado(a) especialista,

Gostaríamos de agradecê-lo(a) por responder as duas rodadas de questionário da nossa pesquisa de doutorado, que visa compreender como diferentes tipos de cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão Fortaleza, em Blumenau/SC, influenciam o movimento de espécies de aves locais, com vistas à auxiliar na identificação de áreas mais permeáveis entre manchas de habitat urbano, e incorporar avaliações de conectividade funcional da paisagem, visando a conservação da biodiversidade, no processo de planejamento territorial e paisagístico brasileiro.

Neste último contato, apresentamos o relatório final das duas rodadas de questionário.

Como resultados preliminares, destacamos que:

a) todos os tipos de cobertura do solo/espécies apresentaram coeficiente de variação (CV) menor no questionário da 2ª rodada, o que indica que os especialistas caminharam em direção ao consenso;

b) entre a 1ª e a 2ª rodada, a maior parte das respostas dos especialistas mantiveram-se as mesmas, o que mostra que os especialistas estavam bastante convictos em relação aos valores de resistência atribuídos aos tipos de cobertura do solo e espécies;

c) entre os especialistas que mudaram as suas respostas, a maioria optou por se aproximar da mediana do grupo da rodada anterior; e

d) no que tange ao valor de resistência final a ser adotado para cada tipo de cobertura do solo/espécie, constatou-se, através da realização do teste de normalidade de *Shapiro-Wilk*, no software estatístico *Past*, que os valores não seguem uma distribuição normal. Por este motivo, adotaremos como valor de resistência final, a mediana da opinião coletiva do questionário da 2ª rodada.

Informamos que todas as observações e justificativas realizadas em relação ao valores de resistência atribuídos aos tipos de cobertura do solo/espécies serão consideradas na pesquisa, tanto para relacioná-las aos valores de resistência finais adotados, quanto como sugestões para trabalhos futuros.

Muito obrigado pela atenção e pelas valiosas contribuições dispensadas.

Atenciosamente,

Doutorando: Lucas da Silva Rudolpho

Orientadora: Prof. Dra. Alina Gonçalves Santiago









Programa de Pós-graduação em Arquitetura e Urbanismo

Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Informações para contato: lucarudolpho@gmail.com | (47) 99952 2192











[Anexos do email]

Tabela D-1: Valores de resistência dos tipos de cobertura do solo para *Crypturellus noctivagus* (1ª e 2ª rodada de questionários).

Tipos de cobertura do solo		Opinião individual		Opinião coletiva (1ª rodada: 47 especialistas; 2ª rodada: 36)			
Descrição	Ilustrações	Resistência (1 a 10)	Observações/Justificativas	Resistência (1 a 10)		Desvio padrão	Coeficiente de variação (%)
				Média	Mediana		
a) Vegetação arbórea nativa Ex.: manchas de vegetação arbórea nativa em diferentes estágios de regeneração		1 1	- -	1.38 1.08	1.00 1.00	0.99 0.28	71.60 25.87
b) Vegetação arbórea exótica Ex.: plantios de Pínus ssp e Eucalyptus ssp com sub-bosque herbáceo de nativas		3 3	Acho que depende um pouco do manejo. Áreas com sub-bosque mais manejado teriam uma resistência maior. Mas em geral, daria o valor acima. -	5.36 5.08	5.00 5.00	2.37 1.57	44.24 30.97
c) Campo/Pastagem Ex.: áreas cobertas por gramíneas, com uso agropecuário ou sem uso definido		5 9	- -	8.40 8.50	9.00 9.00	1.75 1.42	20.86 16.76
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado em lotes edificadas ou desocupados		10 10	- -	9.95 9.97	10.00 10.00	0.20 0.16	2.05 1.67
e) Vegetação arbórea intralote Ex.: vegetação arbórea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados		9 9	É uma espécie estritamente florestal e sensível a alterações antrópicas. Como é de solo, acredito que não iria transpor muros. -	9.36 9.71	10.00 10.00	1.07 0.57	11.45 5.89
f) Vegetação herbácea intralote Ex.: vegetação herbácea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados		10 10	- -	9.61 9.71	10.00 10.00	0.70 0.57	7.37 5.89
g) Sistema viário Ex.: vias expressas, arteriais, coletoras e locais, sem arborização viária		7 10	Acredito que evitaria, mas é capaz de cruzar estradas e outras vias. -	9.32 9.40	10.00 10.00	1.15 1.09	12.39 11.60
h) Edificações de pequeno porte Ex.: edifícios de até dois pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos		10 10	- -	9.87 9.97	10.00 10.00	0.74 0.16	7.50 0.00
i) Edificações de médio/grande porte Ex.: edifícios com três ou mais pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos		10 10	- -	10.00 10.00	10.00 10.00	0.00 0.00	0.00 0.00
j) Águas Ex.: cursos de água e lagoas		9 9	- -	8.71 8.68	9.00 9.00	1.80 1.43	20.71 16.47











Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Tabela D-2: Valores de resistência dos tipos de cobertura do solo para *Hemiriccus kaempferi* (1ª e 2ª rodada de questionários).

Tipos de cobertura do solo		Opinião individual		Opinião coletiva (1ª rodada: 47 especialistas; 2ª rodada: 36)			
Descrição	Ilustrações	Resistência (1 a 10)	Observações/Justificativas	Resistência (1 a 10)		Desvio padrão	Coeficiente de variação (%)
				Média	Mediana		
a) Vegetação arbórea nativa Ex.: manchas de vegetação arbórea nativa em diferentes estágios de regeneração		1 1	- -	1.91 1.25	1.00 1.00	1.96 0.74	102.69 58.97
b) Vegetação arbórea exótica Ex.: plantios de Pínus ssp e Eucalyptus ssp com sub-bosque herbáceo de nativas		3 3	- -	4.08 3.48	3.00 3.00	2.68 1.26	65.62 36.40
c) Campo/Pastagem Ex.: áreas cobertas por gramíneas, com uso agropecuário ou sem uso definido		5 5	- -	5.76 5.54	5.00 5.00	3.12 1.89	54.18 34.27
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado em lotes edificadas ou desocupados		10 10	- -	8.82 8.94	10.00 10.00	2.12 1.62	23.92 18.18
e) Vegetação arbórea intralote Ex.: vegetação arbórea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados		8 8	- -	7.58 7.65	8.50 8.00	2.55 1.71	33.64 22.38
f) Vegetação herbácea intralote Ex.: vegetação herbácea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados		10 10	- -	8.23 8.51	9.00 9.00	2.19 1.50	26.61 17.65
g) Sistema viário Ex.: vias expressas, arteriais, coletoras e locais, sem arborização viária		7 9	- -	7.54 7.80	9.00 8.00	2.88 2.06	38.19 26.53
h) Edificações de pequeno porte Ex.: edifícios de até dois pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos		10 10	- -	9.15 9.31	10.00 10.00	1.76 1.30	19.27 13.97
i) Edificações de médio/grande porte Ex.: edifícios com três ou mais pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos		10 10	- -	9.41 9.51	10.00 10.00	1.55 1.03	16.55 10.93
j) Águas Ex.: cursos de água e lagoas		7 5	- -	5.31 5.14	5.00 5.00	3.11 1.75	58.70 34.05

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Tabela D-3: Valores de resistência dos tipos de cobertura do solo para *Sporophila frontalis* (1ª e 2ª rodada de questionários).

Tipos de cobertura do solo		Opinião individual		Opinião coletiva (1ª rodada: 47 especialistas; 2ª rodada: 36)			
Descrição	Ilustrações	Resistência (1 a 10)	Observações/Justificativas	Resistência (1 a 10)		Desvio padrão	Coeficiente de variação (%)
				Média	Mediana		
a) Vegetação arbórea nativa Ex.: manchas de vegetação arbórea nativa em diferentes estágios de regeneração		1 1	- -	1.18 1.05	1.00 1.00	0.66 0.23	55.98 22.56
b) Vegetação arbórea exótica Ex.: plantios de Pínus ssp e Eucalyptus ssp com sub-bosque herbáceo de nativas		3 3	- -	4.61 4.15	4.00 4.00	2.39 0.97	51.93 23.42
c) Campo/Pastagem Ex.: áreas cobertas por gramíneas, com uso agropecuário ou sem uso definido		7 9	- -	8.75 8.84	9.00 9.00	1.63 1.14	18.73 12.98
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado em lotes edificadas ou desocupados		10 10	- -	9.90 9.84	10.00 10.00	0.43 0.36	4.35 3.70
e) Vegetação arbórea intralote Ex.: vegetação arbórea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados		7 9	- -	8.85 8.78	9.00 9.00	1.35 1.11	15.28 12.65
f) Vegetação herbácea intralote Ex.: vegetação herbácea em quintais, pátios e jardins de lotes edificadas ou desocupados		10 10	- -	9.85 9.87	10.00 10.00	0.41 0.33	4.23 3.36
g) Sistema viário Ex.: vias expressas, arteriais, coletoras e locais, sem arborização viária		7 9	- -	8.88 9.15	10.00 10.00	1.90 1.30	21.42 14.23
h) Edificações de pequeno porte Ex.: edifícios de até dois pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos		10 10	- -	9.95 9.96	10.00 10.00	0.21 0.17	2.17 1.75
i) Edificações de médio/grande porte Ex.: edifícios com três ou mais pavimentos, que abrigam diferentes tipos de usos		10 10	- -	10.00 10.00	10.00 10.00	0.00 0.00	0.00 0.00
j) Águas Ex.: cursos de água e lagoas		7 9	- -	7.70 7.87	9.00 8.00	2.46 1.76	31.97 22.38

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Tabela D-4: Estabilidade, convergência e divergência dos valores de resistência atribuídos pelos especialistas aos tipos de cobertura do solo/espécies entre as duas rodadas de questionários.

Espécies/Tipos de cobertura do solo	Estabilidade		Convergência	Divergência
	% de mesmas respostas entre as rodadas	% de respostas diferentes mas com o mesmo distanciamento da mediana do grupo da rodada anterior	% de respostas se aproximando da mediana do grupo da rodada anterior	% de respostas se distanciando da mediana do grupo da rodada anterior
<i>Crypturellus noctivagus</i>				
a) Vegetação arbórea nativa	80.56	0.00	16.67	2.78
b) Vegetação arbórea exótica	33.33	0.00	63.89	2.78
c) Campo/Pastagem	41.67	0.00	41.67	16.67
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado	97.22	0.00	2.78	0.00
e) Vegetação arbórea intralote	77.14	0.00	20.00	2.86
f) Vegetação herbácea intralote	85.71	0.00	11.43	2.86
g) Sistema viário	67.65	0.00	14.71	17.65
h) Edificações de pequeno porte	91.67	0.00	5.55	2.78
i) Edificações de médio/grande porte	100.00	0.00	0.00	0.00
j) Águas	50.00	8.82	32.35	8.82
<i>Hemitriccus kaempferi</i>				
a) Vegetação arbórea nativa	90.91	0.00	6.06	3.03
b) Vegetação arbórea exótica	37.50	3.13	53.13	6.25
c) Campo/Pastagem	48.39	3.23	45.16	3.23
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado	84.38	0.00	3.13	12.50
e) Vegetação arbórea intralote	59.38	0.00	34.38	6.25
f) Vegetação herbácea intralote	90.63	0.00	3.13	6.25
g) Sistema viário	75.00	0.00	12.50	12.50
h) Edificações de pequeno porte	96.88	0.00	3.13	0.00
i) Edificações de médio/grande porte	100.00	0.00	0.00	0.00
j) Águas	43.33	6.67	40.00	10.00
<i>Sporophila frontalis</i>				
a) Vegetação arbórea nativa	80.00	0.00	17.14	2.86
b) Vegetação arbórea exótica	37.14	11.43	48.57	2.86
c) Campo/Pastagem	28.57	0.00	60.00	11.43
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado	65.71	0.00	20.00	14.29
e) Vegetação arbórea intralote	34.29	5.71	54.29	5.71
f) Vegetação herbácea intralote	42.86	2.86	42.86	11.43
g) Sistema viário	37.14	2.86	42.86	17.14
h) Edificações de pequeno porte	74.14	0.00	14.29	8.57
i) Edificações de médio/grande porte	74.14	0.00	14.29	8.57
j) Águas	14.71	0.00	82.35	2.94

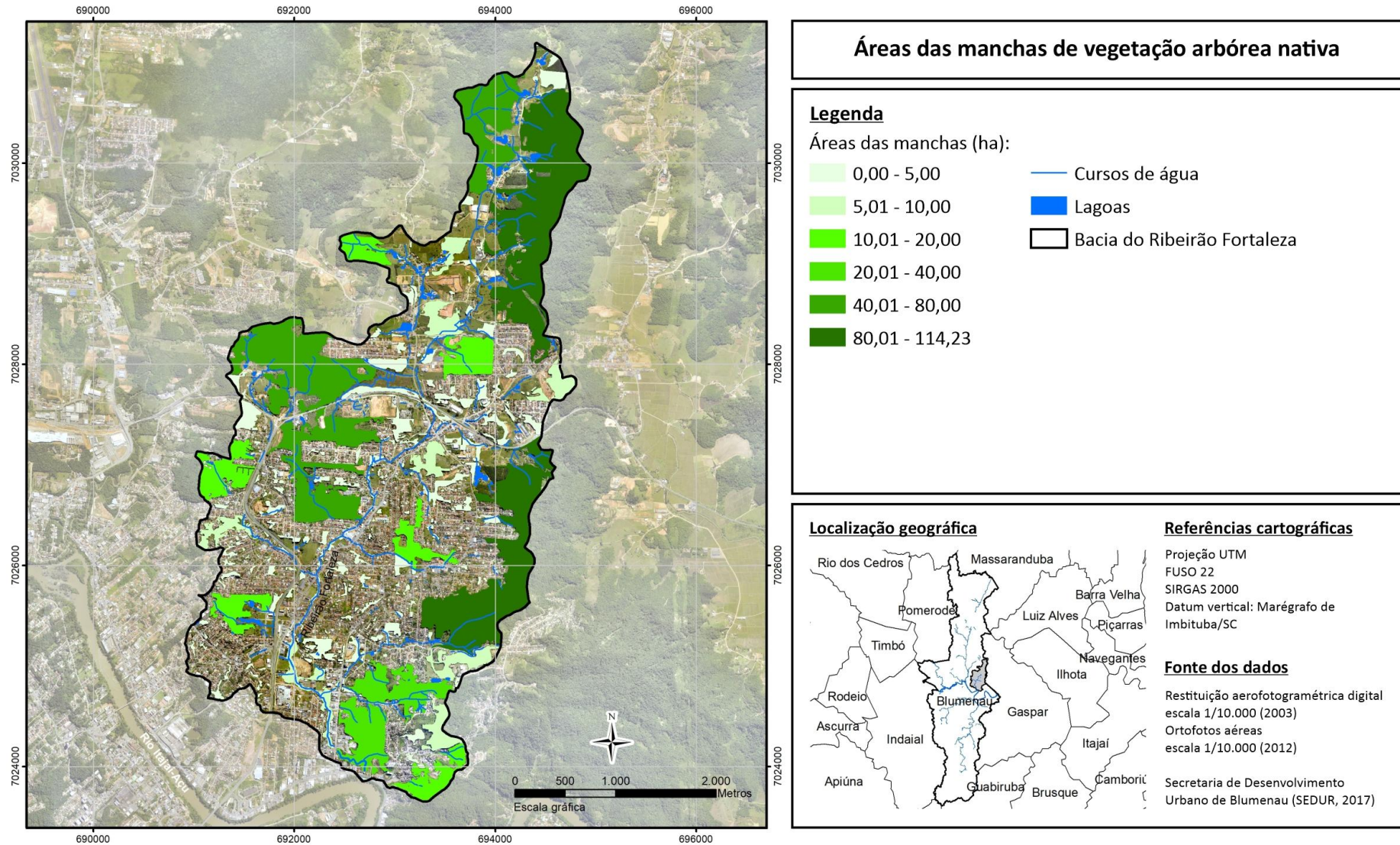
Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

Tabela D-5: Teste de normalidade de *Shapiro-Wilk* dos valores de resistência atribuídos pelos especialistas aos tipos de cobertura do solo/espécies entre as duas rodadas de questionários. I – W: Estatística do Teste de *Shapiro-Wilk*. II – P: Valor-P do Teste de *Shapiro-Wilk*. Se $P < 0,05$, então distribuição não Normal. III – (*) Nestes casos, não foi possível realizar o teste devido a ocorrência de séries de valores constante, ou seja, desvio padrão igual a zero.

Espécies/Tipos de cobertura do solo	Shapiro-Wilk (W)		P		Normal?	
	1ª rodada	2ª rodada	1ª rodada	2ª rodada	1ª rodada	2ª rodada
<i>Crypturellus noctivagus</i>						
a) Vegetação arbórea nativa	0.44	0.31	0.00	0.00	Não	Não
b) Vegetação arbórea exótica	0.93	0.93	0.01	0.03	Não	Não
c) Campo/Pastagem	0.82	0.81	0.00	0.00	Não	Não
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado	0.20	0.15	0.00	0.00	Não	Não
e) Vegetação arbórea intralote	0.65	0.55	0.00	0.00	Não	Não
f) Vegetação herbácea intralote	0.60	0.55	0.00	0.00	Não	Não
g) Sistema viário	0.64	0.61	0.00	0.00	Não	Não
h) Edificações de pequeno porte	0.16	(*)	(*)	(*)	Não	(*)
i) Edificações de médio/grande porte	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)
j) Águas	0.74	0.78	0.00	0.00	Não	Não
<i>Hemitriccus kaempferi</i>						
a) Vegetação arbórea nativa	0.30	0.25	0.00	0.00	Não	Não
b) Vegetação arbórea exótica	0.89	0.84	0.00	0.00	Não	Não
c) Campo/Pastagem	0.75	0.72	0.00	0.00	Não	Não
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado	0.22	0.43	0.00	0.00	Não	Não
e) Vegetação arbórea intralote	0.81	0.76	0.00	0.00	Não	Não
f) Vegetação herbácea intralote	0.38	0.38	0.00	0.00	Não	Não
g) Sistema viário	0.65	0.70	0.00	0.00	Não	Não
h) Edificações de pequeno porte	0.22	0.16	0.00	0.00	Não	Não
i) Edificações de médio/grande porte	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)
j) Águas	0.85	0.84	0.00	0.00	Não	Não
<i>Sporophila frontalis</i>						
a) Vegetação arbórea nativa	0.53	0.38	0.00	0.00	Não	Não
b) Vegetação arbórea exótica	0.87	0.86	0.00	0.00	Não	Não
c) Campo/Pastagem	0.89	0.92	0.00	0.01	Não	Não
d) Solo exposto, britado ou impermeabilizado	0.62	0.70	0.00	0.00	Não	Não
e) Vegetação arbórea intralote	0.85	0.90	0.00	0.00	Não	Não
f) Vegetação herbácea intralote	0.79	0.83	0.00	0.00	Não	Não
g) Sistema viário	0.80	0.87	0.00	0.00	Não	Não
h) Edificações de pequeno porte	0.55	0.43	0.00	0.00	Não	Não
i) Edificações de médio/grande porte	0.43	0.53	0.00	0.00	Não	Não
j) Águas	0.89	0.86	0.00	0.00	Não	Não

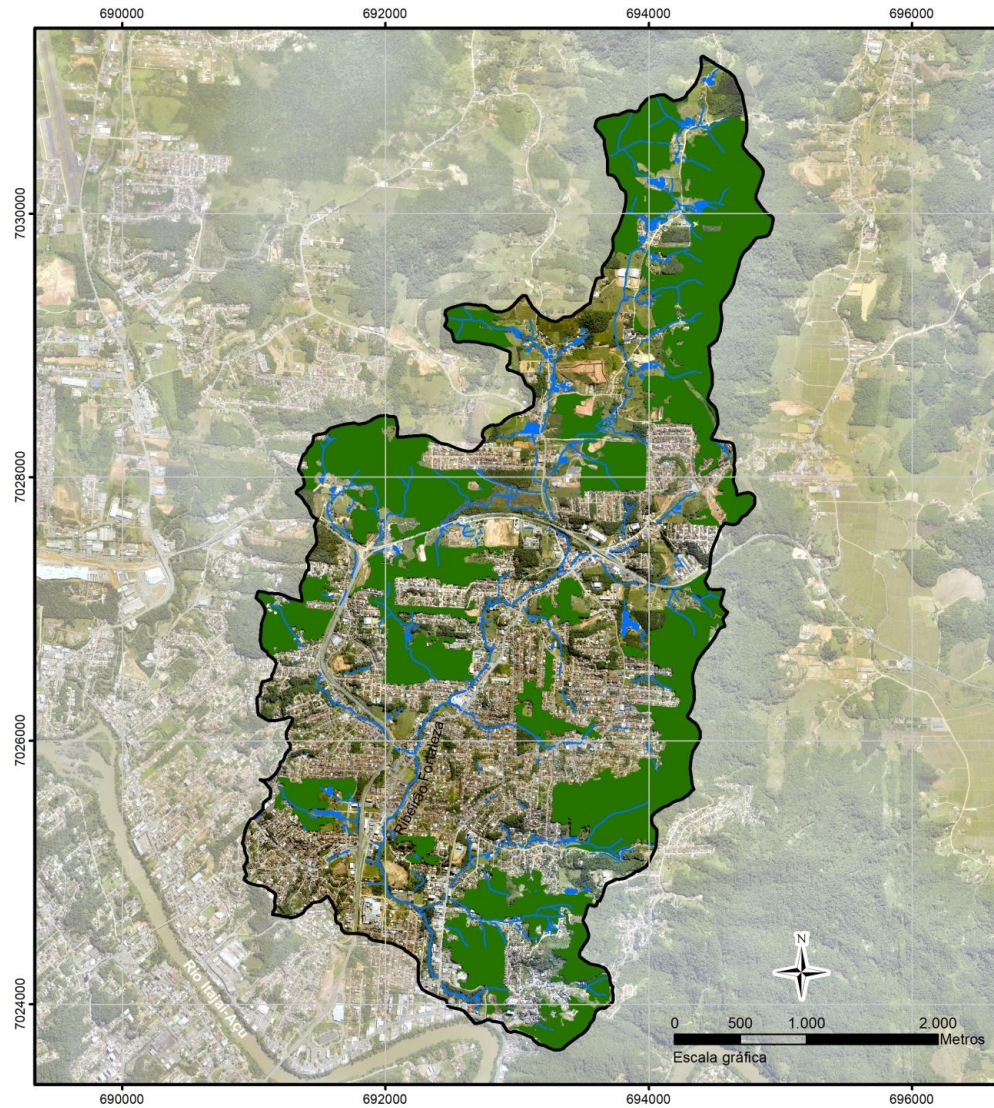
Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE E: Áreas das manchas de vegetação arbórea nativa.



Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE F: Fontes e alvos selecionados.



Fontes e alvos selecionados

Legenda

- Fontes e alvos
- Cursos de água
- Lagoas
- Bacia do Ribeirão Fortaleza

Localização geográfica

Referências cartográficas

Projeção UTM
FUSO 22
SIRGAS 2000
Datum vertical: Marégrafo de Imbituba/SC

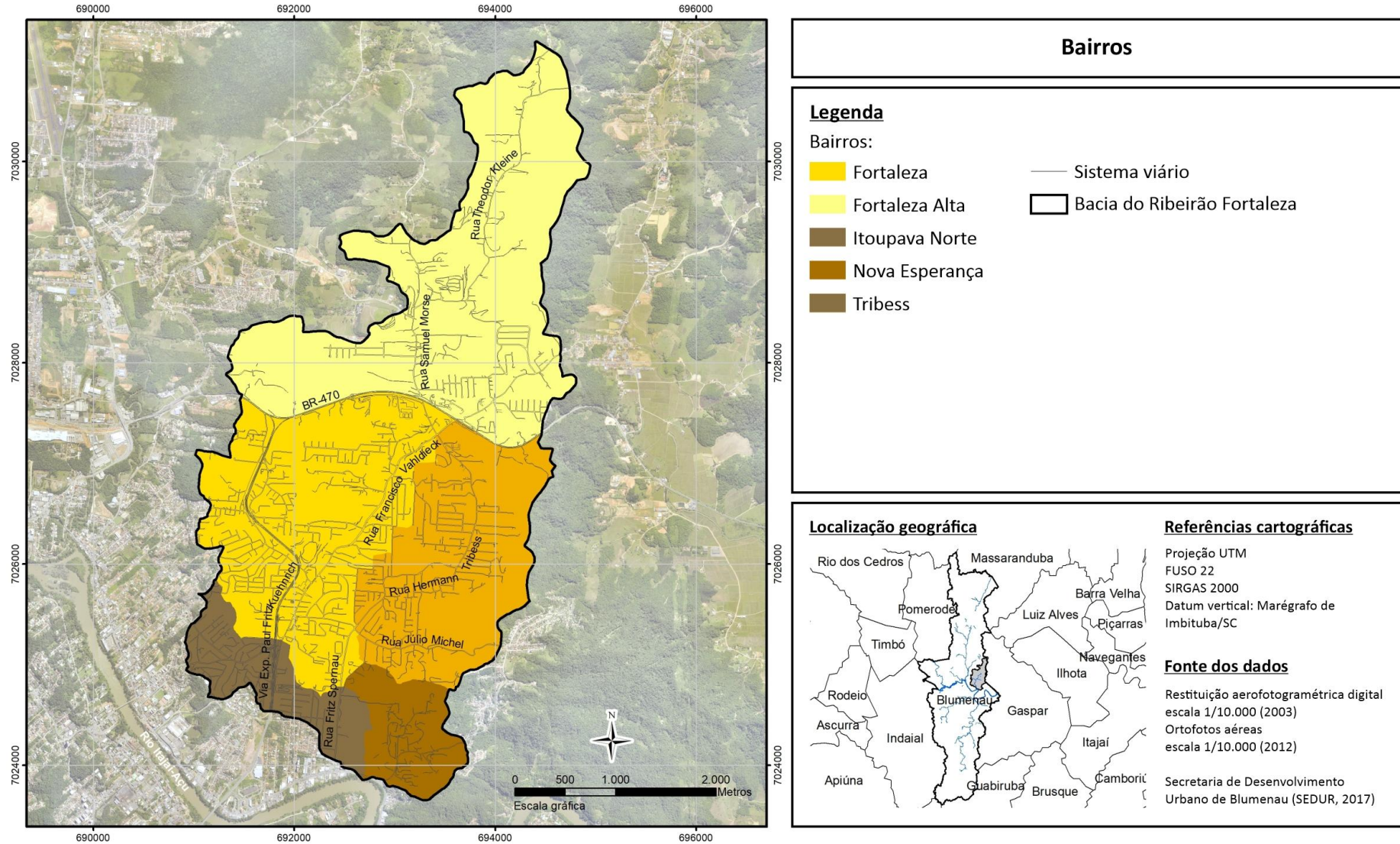
Fonte dos dados

Restituição aerofotogramétrica digital
escala 1/10.000 (2003)
Ortofotos aéreas
escala 1/10.000 (2012)

Secretaria de Desenvolvimento Urbano de Blumenau (SEDUR, 2017)

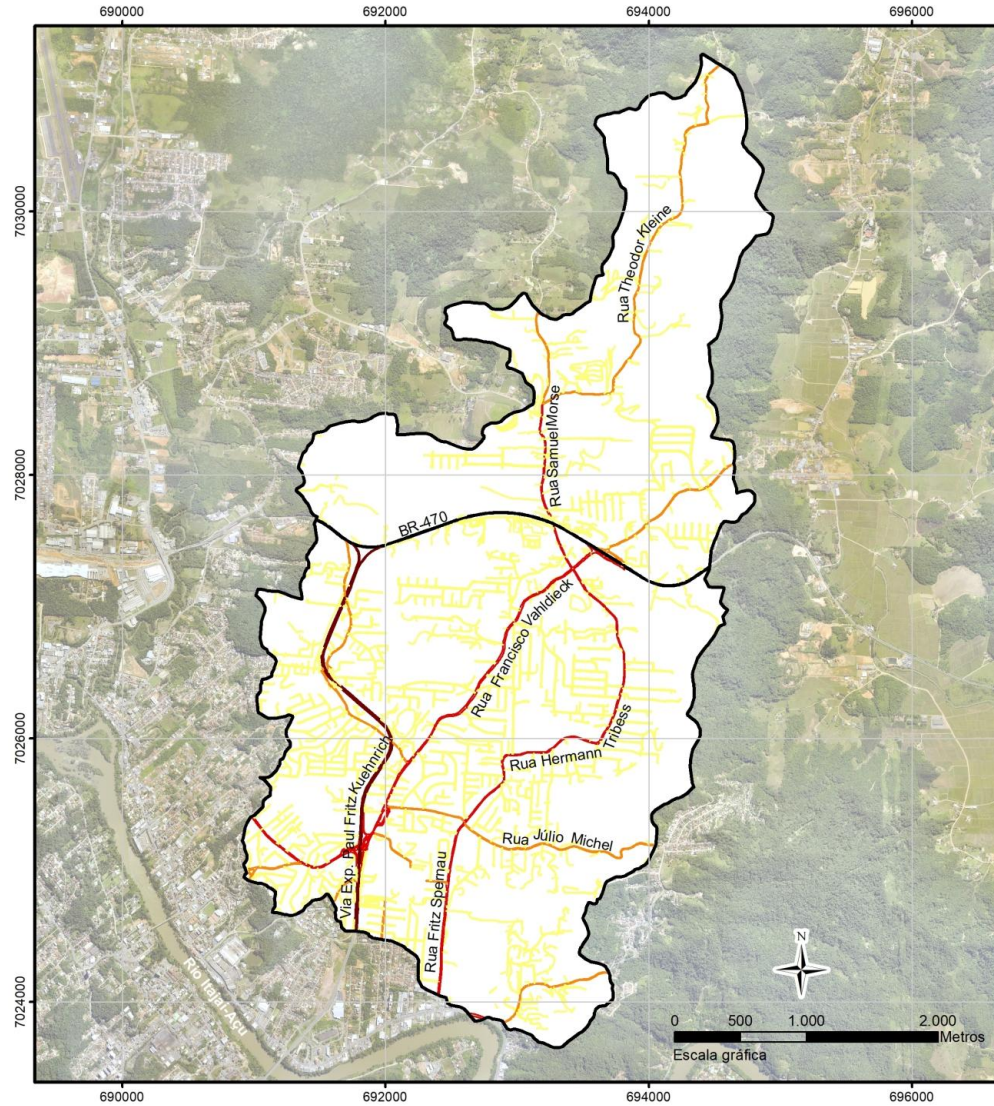
Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE G: Mapa temático de Bairros.



Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE H: Mapa temático de Sistema viário.



Sistema viário

Legenda

Via:

- Intermunicipal
- Expressa
- Arterial
- Coletora
- Local

□ Bacia do Ribeirão Fortaleza

Localização geográfica

Referências cartográficas

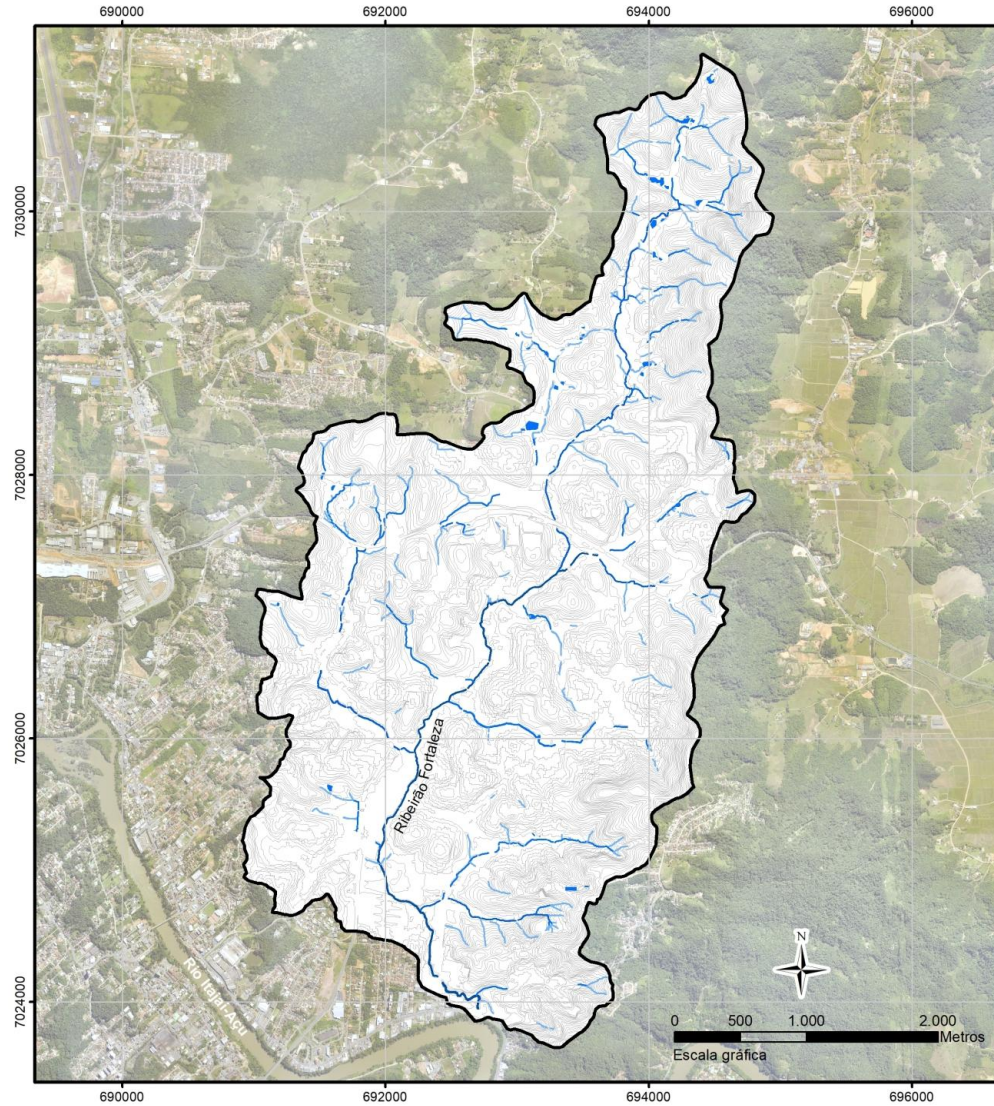
- Projeção UTM
- FUSO 22
- SIRGAS 2000
- Datum vertical: Marégrafo de Imbituba/SC

Fonte dos dados

- Restituição aerofotogramétrica digital escala 1/10.000 (2003)
- Ortofotos aéreas escala 1/10.000 (2012)
- Secretaria de Desenvolvimento Urbano de Blumenau (SEDUR, 2017)

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE I: Mapa temático de Hidrografia.



Hidrografia

Legenda

Ordem dos cursos de água:

- 1ª ordem
- 2ª ordem
- 3ª ordem
- 4ª ordem
- Lagoas
- Curvas de nível (equidistância de 5m)
- Bacia do Ribeirão Fortaleza

Localização geográfica

Referências cartográficas

Projeção UTM
FUSO 22
SIRGAS 2000
Datum vertical: Marégrafo de Imbituba/SC

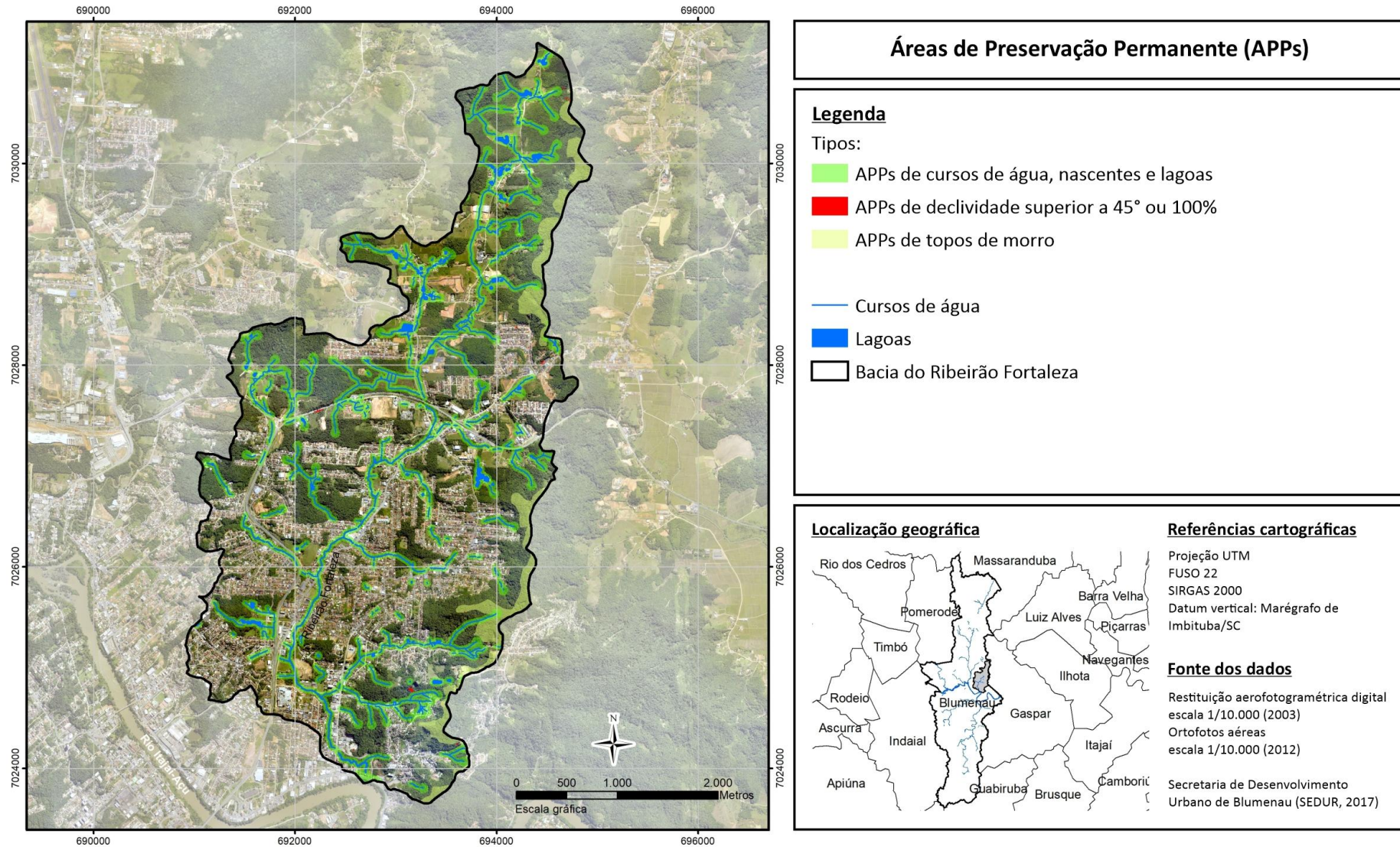
Fonte dos dados

Restituição aerofotogramétrica digital
escala 1/10.000 (2003)
Ortofotos aéreas
escala 1/10.000 (2012)

Secretaria de Desenvolvimento Urbano de Blumenau (SEDUR, 2017)

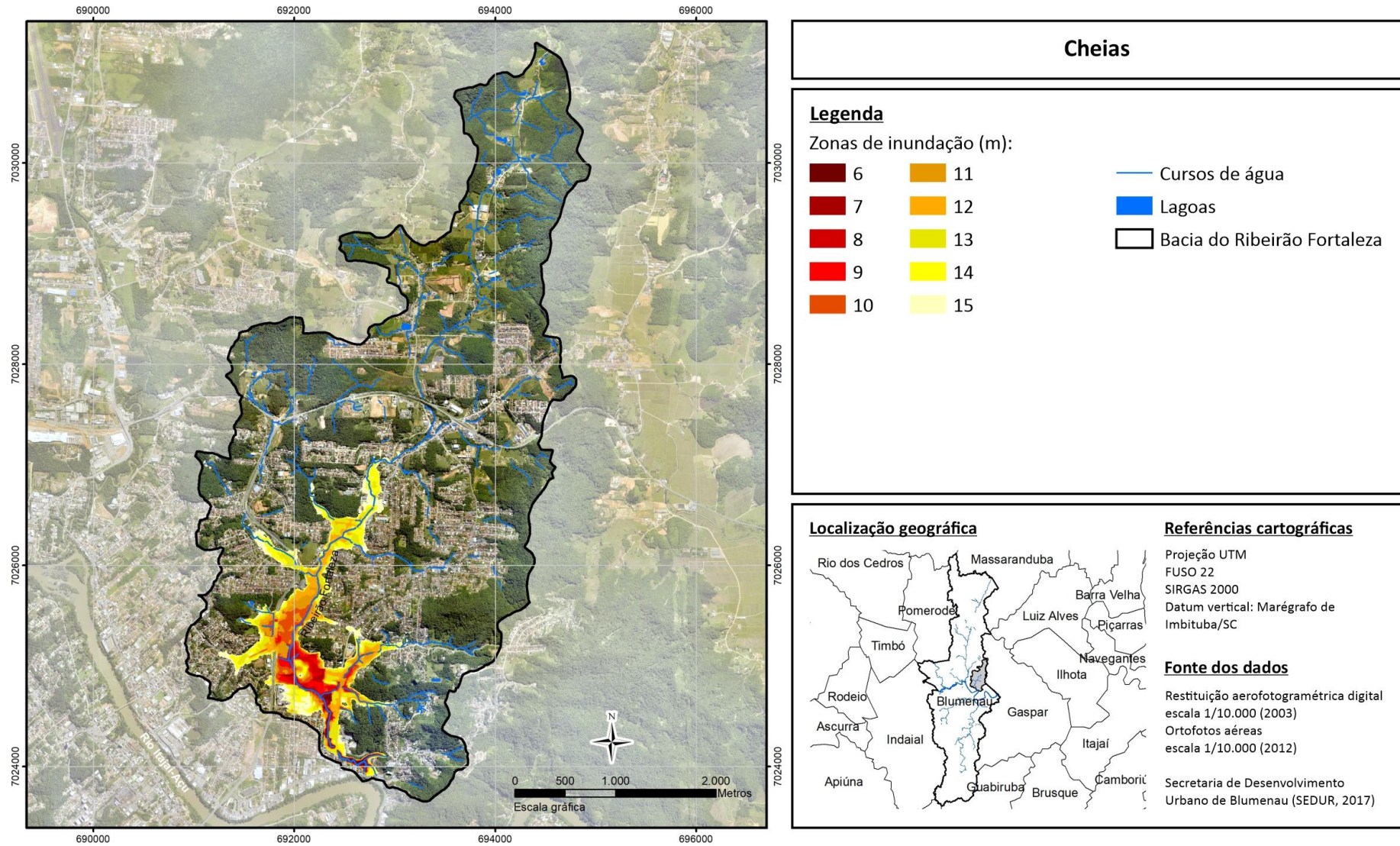
Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE J: Mapa temático de Áreas de Preservação Permanente (APPs).



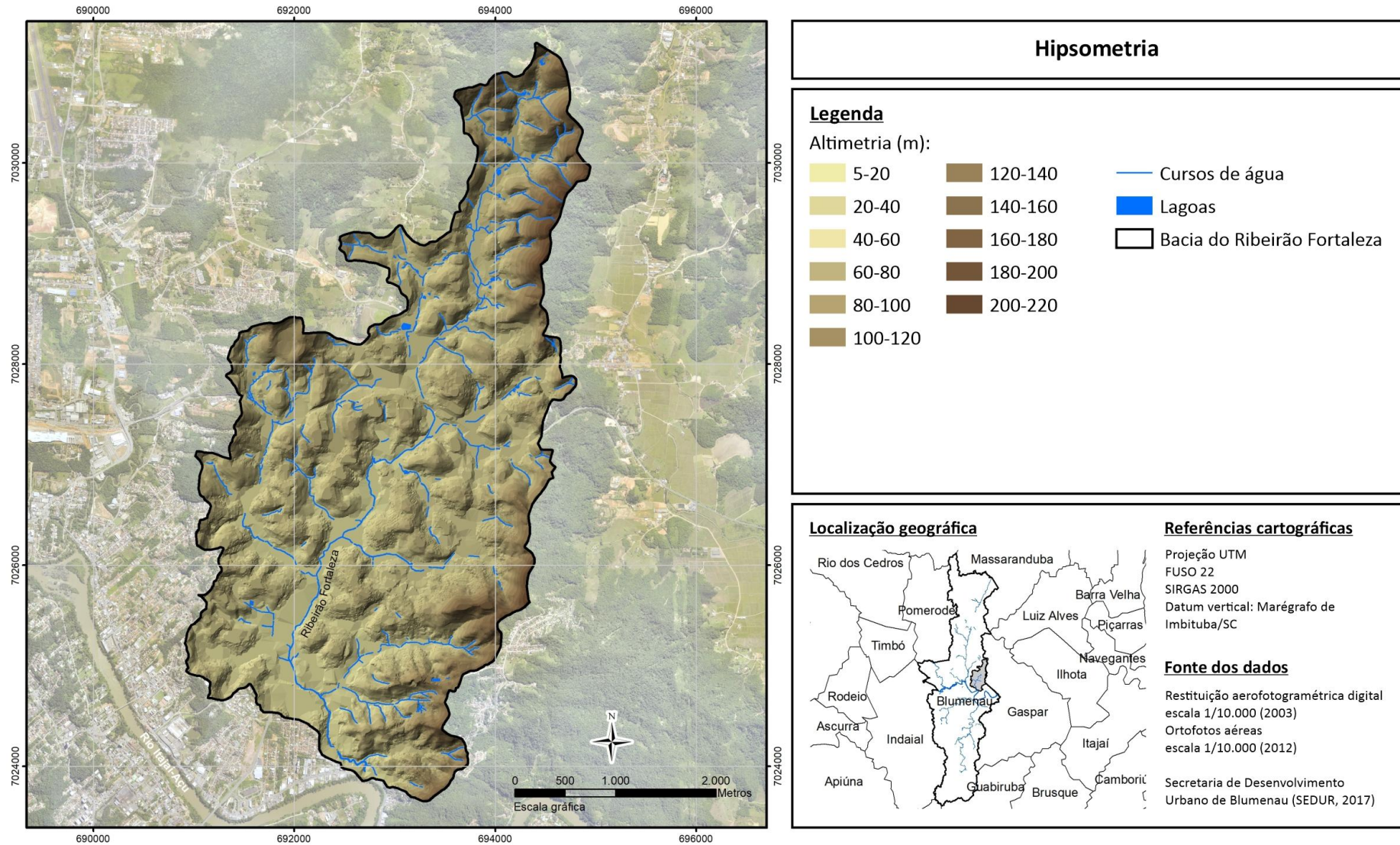
Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE K: Mapa temático de Cheias.



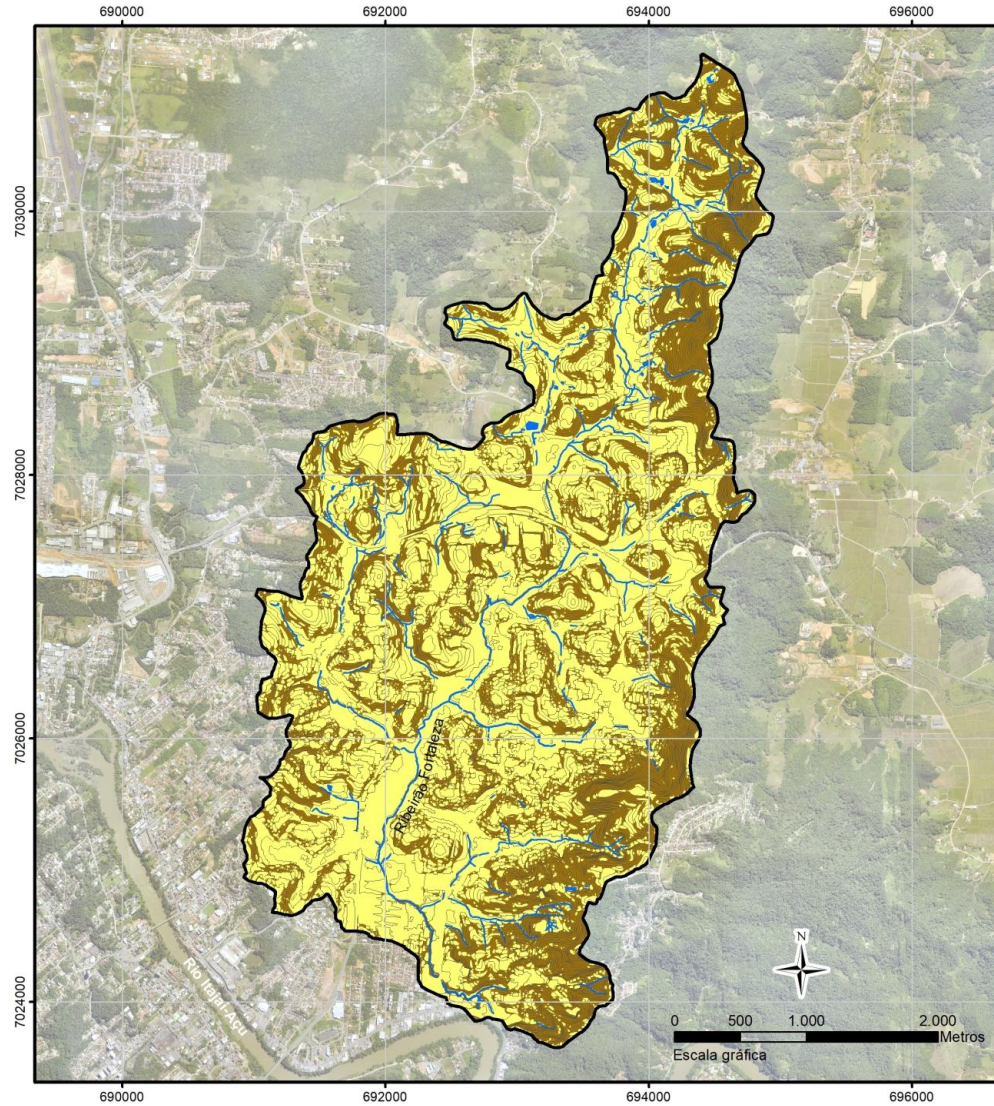
Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE L: Mapa temático de Hipsometria.



Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE M: Mapa temático de Declividade.



Declividade

Legenda

Classes de declividade:

- < 30%
- > 30%
- Curvas de nível (equidistância de 5m)
- Cursos de água
- Lagoas
- Bacia do Ribeirão Fortaleza

Localização geográfica



Referências cartográficas

Projeção UTM
FUSO 22
SIRGAS 2000
Datum vertical: Marégrafo de Imbituba/SC

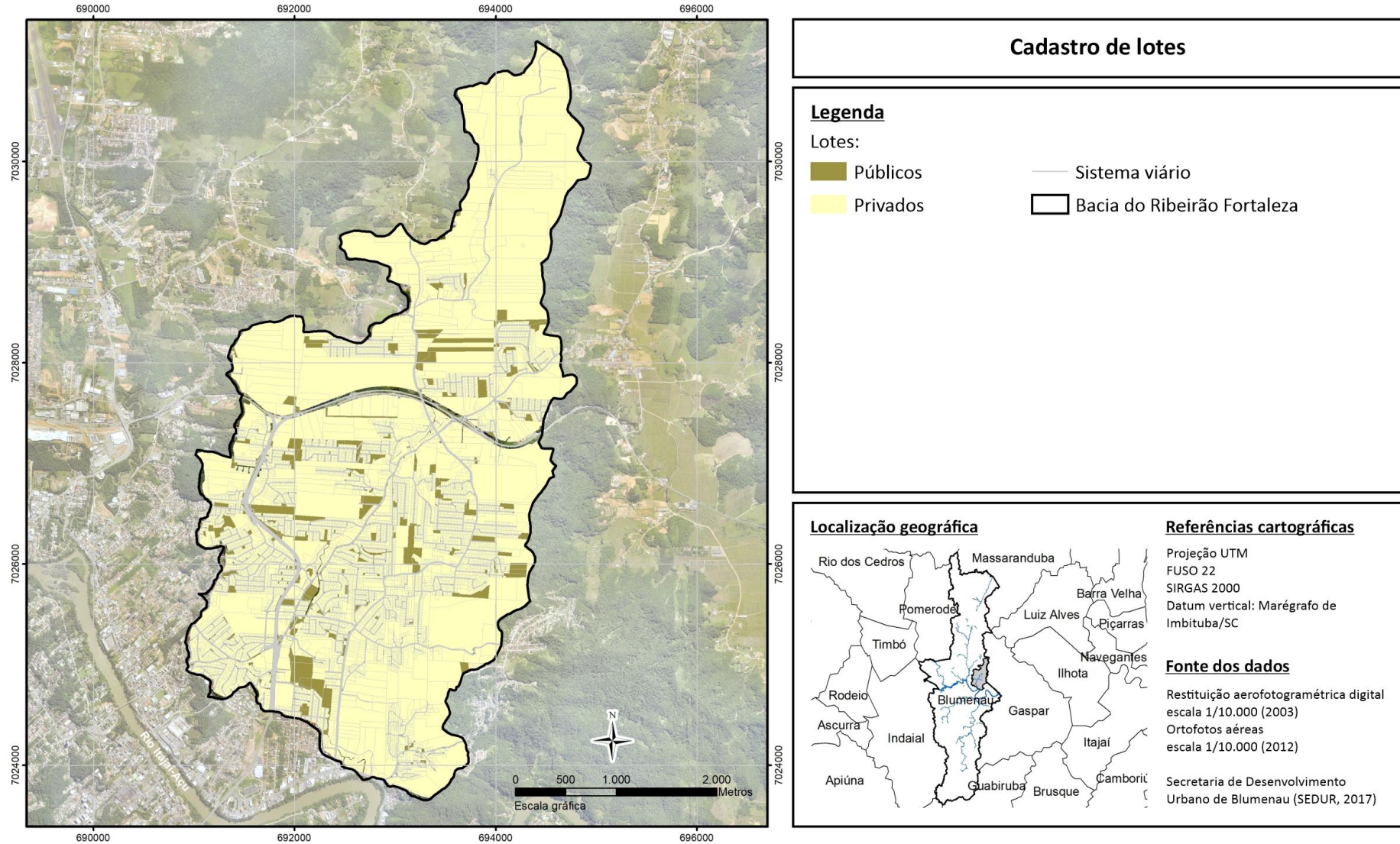
Fonte dos dados

Restituição aerofotogramétrica digital
escala 1/10.000 (2003)
Ortofotos aéreas
escala 1/10.000 (2012)

Secretaria de Desenvolvimento Urbano de Blumenau (SEDUR, 2017)

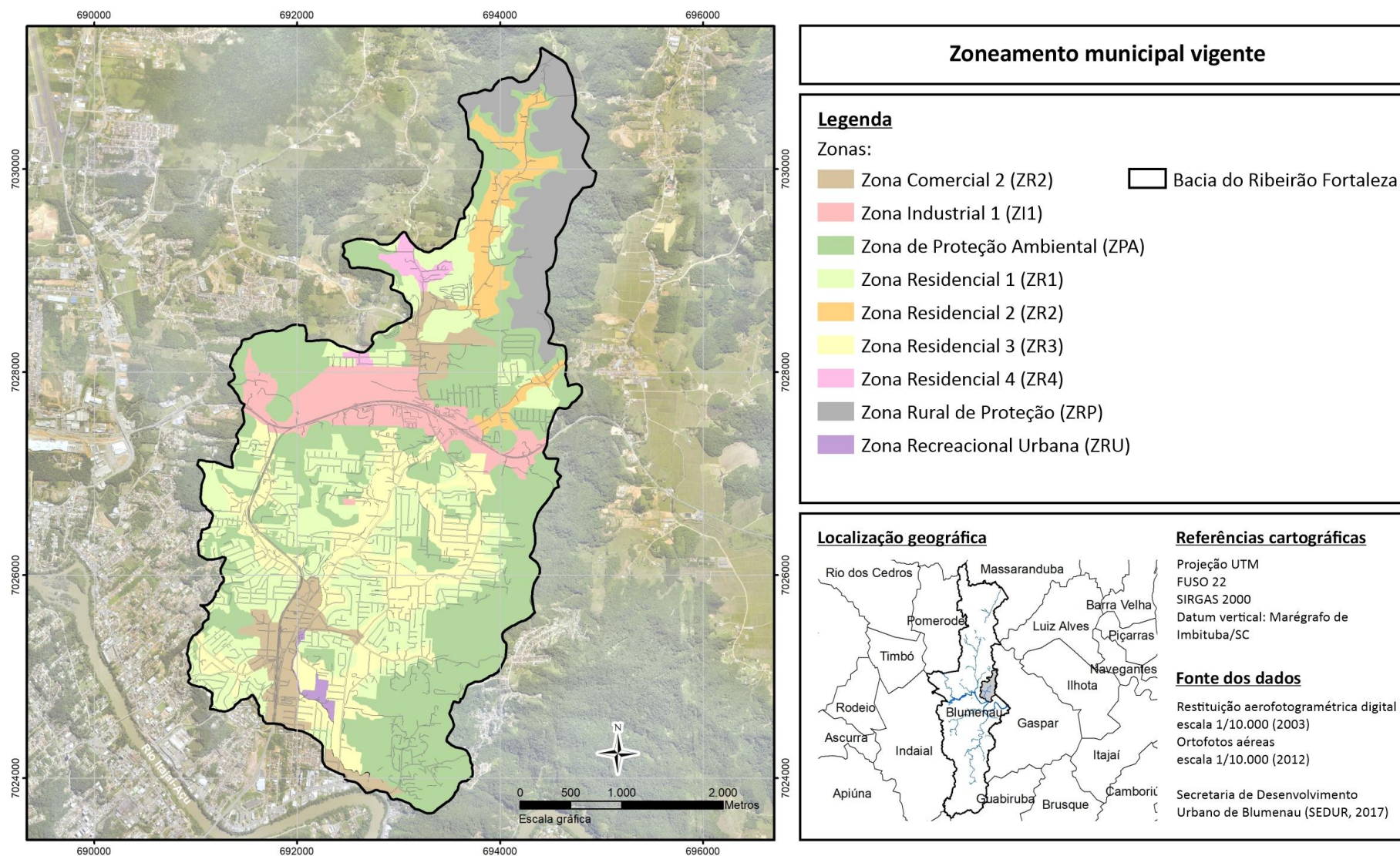
Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE N: Mapa temático de Cadastro de lotes.



Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE O: Mapa temático de Zoneamento municipal vigente.



Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE P: Frequência na qual cada tipo de cobertura do solo da Bacia do Ribeirão Fortaleza é cruzado durante a simulação dos caminhos de menor custo das três espécies de aves. I – (n) número de *pixels*; II – (%) percentual comparativo entre os tipos de cobertura do solo.

Espécie	RSFI	Tipos de cobertura do solo																			
		a) Vegetação arbórea nativa		b) Vegetação arbórea exótica		c) Campo/Pastagem		d) Solo exposto, britado ou imp.		e) Vegetação arbórea intralote		f) Vegetação herbácea intralote		g) Sistema viário		h) Edificações de pequeno porte		i) Edificações de médio/grande porte		j) Águas	
		n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
<i>Crypturellus noctivagus</i>	Alto	3058	91.09	0	0.00	111	3.31	33	0.98	1	0.03	11	0.33	102	3.04	0	0.00	0	0.00	41	1.22
	Médio	48865	74.35	552	0.84	2033	3.09	4391	6.68	636	0.97	3200	4.87	4408	6.71	1334	2.03	0	0.00	300	0.46
	Baixo	232172	59.98	1887	0.49	34260	8.85	41609	10.75	4534	1.17	17564	4.54	36431	9.41	16997	4.39	371	0.10	1268	0.33
	Total	284095	62.28	2439	0.53	36404	7.98	46033	10.09	5171	1.13	20775	4.55	40941	8.97	18331	4.02	371	0.08	1609	0.35
<i>Hemitriccus kaempferi</i>	Alto	3264	91.38	1	0.03	99	2.77	40	1.12	2	0.06	14	0.39	94	2.63	0	0.00	0	0.00	58	1.62
	Médio	49031	74.60	651	0.99	1772	2.70	4182	6.36	940	1.43	3086	4.70	4473	6.81	1239	1.89	0	0.00	354	0.54
	Baixo	230774	59.92	2974	0.77	33317	8.65	40924	10.63	5300	1.38	16846	4.37	35352	9.18	17024	4.42	332	0.09	2279	0.59
	Total	283069	62.29	3626	0.80	35188	7.74	45146	9.93	6242	1.37	19946	4.39	39919	8.78	18263	4.02	332	0.07	2691	0.59
<i>Sporophila frontalis</i>	Alto	2574	85.97	2	0.07	100	3.34	30	1.00	2	0.07	32	1.07	68	2.27	0	0.00	0	0.00	186	6.21
	Médio	37072	74.91	479	0.97	3195	6.46	1869	3.78	332	0.67	1734	3.50	3857	7.79	442	0.89	0	0.00	508	1.03
	Baixo	308887	60.49	3566	0.70	73834	14.46	32643	6.39	6460	1.27	20052	3.93	49193	9.63	12579	2.46	0	0.00	3387	0.66
	Total	348533	61.90	4047	0.72	77129	13.70	34542	6.13	6794	1.21	21818	3.87	53118	9.43	13021	2.31	0	0.00	4081	0.72

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE Q: Frequência na qual as Áreas de Preservação Permanente (APPs) da Bacia do Ribeirão Fortaleza são cruzadas pelos caminhos de menor custo das três espécies de aves. I – (n) número de *pixels*; II – (%) percentual comparativo entre as classes.

Espécie	RSFI	Dentro e fora de APPs			
		dentro		fora	
		n	%	n	%
<i>Crypturellus noctivagus</i>	Alto	2936	87.46	421	12.54
	Médio	31876	48.50	33844	51.50
	Baixo	134790	34.82	252312	65.18
	Total	169602	37.18	286577	62.82
<i>Hemitriccus kaempferi</i>	Alto	3070	85.95	502	14.05
	Médio	31193	47.46	34536	52.54
	Baixo	138261	35.90	246868	64.10
	Total	172524	37.96	281906	62.04
<i>Sporophila frontalis</i>	Alto	7444	60.36	4888	39.64
	Médio	89813	35.12	165941	64.88
	Baixo	912656	32.14	1927340	67.86
	Total	1009913	32.49	2098169	67.51

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE R: Frequência na qual cada tipo de Áreas de Preservação Permanente (APPs) da Bacia do Ribeirão Fortaleza são cruzadas pelos caminhos de menor custo das três espécies de aves. I – (n) número de *pixels*; II – (%) percentual comparativo entre as classes.

Espécie	RSFI	Tipos de APPs					
		APPs de cursos de água, nascentes e lagoas		APP de declividade		APP de topo de morro	
		n	%	n	%	n	%
<i>Crypturellus noctivagus</i>	Alto	2936	100.00	0	0.00	0	0.00
	Médio	31874	99.99	1	0.00	1	0.00
	Baixo	134515	99.80	267	0.20	8	0.00
	Total	169325	99.84	268	0.16	9	0.01
<i>Hemitriccus kaempferi</i>	Alto	3070	100.00	0	0.00	0	0.00
	Médio	31190	99.99	2	0.01	1	0.00
	Baixo	138022	99.83	234	0.17	5	0.00
	Total	172282	99.86	236	0.14	6	0.00

<i>Sporophila frontalis</i>	Alto	7399	99.40	0	0.00	45	0.60
	Médio	83066	92.49	73	0.08	6674	7.43
	Baixo	707231	77.49	2264	0.25	203161	22.26
	Total	797696	78.99	2337	0.23	209880	20.78

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE S: Frequência na qual cada classe de declividade da Bacia do Ribeirão Fortaleza é cruzada pelos caminhos de menor custo das três espécies de aves. I – (n) número de *pixels*; II – (%) percentual comparativo entre as classes de declividade.

Espécie	RSFI	Declividade (%)			
		<30		>30	
		n	%	n	%
<i>Crypturellus noctivagus</i>	Alto	3022	90.05	334	9.95
	Médio	48427	73.69	17293	26.31
	Baixo	282427	72.98	104588	27.02
	Total	333876	73.20	122215	26.80
<i>Hemitriccus kaempferi</i>	Alto	3213	89.97	358	10.03
	Médio	48099	73.18	17630	26.82
	Baixo	282146	73.28	102868	26.72
	Total	333458	73.40	120856	26.60
<i>Sporophila frontalis</i>	Alto	2756	92.17	234	7.83
	Médio	37056	75.19	12224	24.81
	Baixo	360849	70.74	149278	29.26
	Total	400661	71.24	161736	28.76

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE T: Frequência na qual cada zona de inundação da Bacia do Ribeirão Fortaleza é cruzada pelos caminhos de menor custo das três espécies de aves. I – (n) número de *pixels*; II – (%) percentual comparativo entre as zonas de inundação.

Espécie	RSFI	Zona de inundação (m)																			
		6		7		8		9		10		11		12		13		14		15	
		n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
<i>Crypturellus noctivagus</i>	Alto	20	0.60	7	0.21	44	1.32	758	22.73	1540	46.18	540	16.19	308	9.24	87	2.61	14	0.42	17	0.51
	Médio	957	1.60	898	1.51	2874	4.82	40874	68.52	6011	10.08	3089	5.18	2737	4.59	1126	1.89	592	0.99	496	0.83
	Baixo	4176	1.44	5895	2.03	8079	2.78	220010	75.82	17681	6.09	8319	2.87	10685	3.68	9201	3.17	4125	1.42	2003	0.69
	Total	5153	1.46	6800	1.93	10997	3.11	261642	74.09	25232	7.14	11948	3.38	13730	3.89	10414	2.95	4731	1.34	2516	0.71
<i>Hemitriccus kaempferi</i>	Alto	24	0.68	13	0.37	42	1.19	814	22.97	1597	45.06	596	16.82	317	8.94	106	2.99	17	0.48	18	0.51
	Médio	947	1.60	914	1.55	2992	5.07	40111	67.92	5982	10.13	2979	5.04	2888	4.89	1260	2.13	511	0.87	474	0.80
	Baixo	4023	1.40	5771	2.01	8112	2.82	217856	75.81	17800	6.19	8500	2.96	10119	3.52	8678	3.02	4474	1.56	2035	0.71
	Total	4994	1.45	6698	1.94	11146	3.23	258781	75.01	25379	7.36	12075	3.50	13324	3.86	10044	2.91	5002	1.45	2527	0.73
<i>Sporophila frontalis</i>	Alto	23	0.79	37	1.26	28	0.96	588	20.08	1233	42.10	521	17.79	348	11.88	124	4.23	9	0.31	18	0.61
	Médio	778	1.69	842	1.83	2696	5.85	28308	61.39	6053	13.13	2929	6.35	2293	4.97	1094	2.37	671	1.46	449	0.97
	Baixo	6035	1.61	7171	1.91	10807	2.88	286960	76.48	19493	5.20	10547	2.81	12292	3.28	11824	3.15	6301	1.68	3791	1.01
	Total	6836	1.61	8050	1.90	13531	3.19	315856	74.45	26779	6.31	13997	3.30	14933	3.52	13042	3.07	6981	1.65	4258	1.00

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE U: Frequência na qual cada zona do zoneamento municipal vigente, incidente na Bacia do Ribeirão Fortaleza, é cruzada pelos caminhos de menor custo das três espécies de aves. I – (n) número de *pixels*; II – (%) percentual comparativo entre as zonas.

Espécie	RSFI	Zoneamento municipal vigente																	
		ZPA		ZRP		ZRU		ZI1		ZC2		ZR1		ZR2		ZR3		ZR4	
		n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
<i>Crypturellus noctivagus</i>	Alto	461	13.96	0	0.00	62	1.88	90	2.73	608	18.41	280	8.48	46	1.39	1755	53.15	0	0.00
	Médio	18583	28.43	1	0.00	3988	6.10	10043	15.37	8213	12.57	8141	12.46	1561	2.39	14821	22.68	8	0.01
	Baixo	101573	26.31	43	0.01	10096	2.61	62305	16.14	50143	12.99	67212	17.41	12296	3.18	73782	19.11	8660	2.24
	Total	120617	26.52	44	0.01	14146	3.11	72438	15.93	58964	12.97	75633	16.63	13903	3.06	90358	19.87	8668	1.91
<i>Hemitriccus kaempferi</i>	Alto	482	13.75	0	0.00	67	1.91	127	3.62	659	18.80	323	9.22	54	1.54	1793	51.16	0	0.00
	Médio	19452	29.78	1	0.00	4005	6.13	9949	15.23	7514	11.50	7762	11.88	1439	2.20	15187	23.25	7	0.01
	Baixo	98573	25.66	45	0.01	10062	2.62	62461	16.26	52546	13.68	67220	17.50	12359	3.22	72438	18.86	8404	2.19
	Total	118507	26.16	46	0.01	14134	3.12	72537	16.02	60719	13.41	75305	16.63	13852	3.06	89418	19.74	8411	1.86
<i>Sporophila frontalis</i>	Alto	362	12.85	0	0.00	35	1.24	82	2.91	575	20.40	288	10.22	40	1.42	1436	50.96	0	0.00
	Médio	13843	28.32	1	0.00	3549	7.26	5294	10.83	7307	14.95	5938	12.15	1262	2.58	11685	23.90	6	0.01
	Baixo	134766	26.50	522	0.10	13109	2.58	88491	17.40	53270	10.48	82636	16.25	19090	3.75	104599	20.57	12051	2.37
	Total	148971	26.59	523	0.09	16693	2.98	93867	16.75	61152	10.92	88862	15.86	20392	3.64	117720	21.01	12057	2.15

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE V: Frequência na qual cada tipo de lote da Bacia do Ribeirão Fortaleza é cruzado pelos caminhos de menor custo das três espécies de aves. I – (n) número de *pixels*; II – (%) percentual comparativo entre os tipos de lotes.

Espécie	RSFI	Cadastro de lotes			
		Públicos		Privados	
		n	%	n	%
<i>Crypturellus noctivagus</i>	Alto	209	8.94	2129	91.06
	Médio	15930	27.94	41086	72.06
	Baixo	58345	18.02	265510	81.98
	Total	74484	19.44	308725	80.56
<i>Hemitriccus kaempferi</i>	Alto	226	9.01	2281	90.99
	Médio	16128	28.87	39728	71.13
	Baixo	57974	17.93	265301	82.07
	Total	74328	19.48	307310	80.52
<i>Sporophila frontalis</i>	Alto	186	8.83	1921	91.17
	Médio	12542	30.24	28930	69.76
	Baixo	76251	17.87	350466	82.13
	Total	88979	18.92	381317	81.08

Fonte: Lucas da Silva Rudolpho (2020).

APÊNDICE W: Estado atual de implementação dos instrumentos de planejamento e gestão territorial e paisagístico (que podem contribuir para promover a conectividade funcional da paisagem e a conservação da biodiversidade) no Município de Blumenau/SC.

Categoria do instrumento	Instrumento	Estado atual de implementação (novembro/2020)	
		Implementado	Não implementado
Normativos ou de comando e controle	Áreas de Preservação Permanente (APPs)	x	
	Reservas Legais (RLs)	x	
	Unidades de Conservação (UCs)	x	
	Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPNs)		x
	Corredores ecológicos	x	
	Regras de ocupação do solo semelhantes à Quota Ambiental do Município de São Paulo/SP		x

Econômicos	Pagamento por Serviços Ambientais (PSA)		x
	ICMS Ecológico		x
	IPTU Verde		x
	Direito de preempção	x	
	Outorga onerosa do direito de construir	x	
	Transferência do direito de construir		x
Voluntários	Telhados verdes		x
	Paredes verdes		x
	Jardins de chuva		x
	Canteiros pluviais		x
	Biovaletas		x
	Técnicas de bioengenharia		x
	Corredores verdes		x
	Ruas verdes		x
	Estruturas de passagens de fauna (inferiores e superiores)		x
	Cercas e telamentos		x
	Sinalizações de alerta		x
	Redutores de velocidade		x
Espelhos e refletores		x	

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de consultas na Legislação Municipal de Blumenau/SC (2020).



ANEXOS

Ortalis squamata (aracuã). Habita a Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau-SC.
Fonte: Sandro Salomon (2011).

ANEXOS

ANEXO A: Levantamento das espécies florestais nativas da Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC.

Família	Nome científico	Nome popular
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	aroeira-vermelha
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	aracaticum
	<i>Guatteria australis</i> St. Hil.	cortiça
	<i>Rollinia rugulosa</i> Schitdi.	cortiça
	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	pindaíba, pindaubuna
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana australis</i> Müll.Arg.	jasmim-pipoca, leiteiro
Araliaceae	<i>Didymopanax morototoni</i> (A.) D. & P.	mandioqueiro
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	palmiteiro, juçara
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	coqueiro-jerivá, jerivá
Asteraceae	<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	vassourão-preto
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	grandiúva-pólvora
	<i>Aparisthmium cordatum</i> (Juss.) Baill.	
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	tanheiro
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	leiteiro ou pela-cavalo
	<i>Gymnanthes concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	laranjeira-do-mato
	<i>Pera glabrata</i> (Schott) M. Arg.	secaligeiro
	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax.	leiteiro
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	branquilha
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	pau-angelim
	<i>Bauhinia candicans</i> Benth.	pata-de-vaca
	<i>Inga marginata</i> Willd.	ingá, ingá-feijão
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Ingá, ingá-macaco
	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	pau-angu, jacarandá-de-espinho
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	silva ou maricá
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	pau jacaré
	<i>Platymiscium floribundum</i> Vog.	caroba-vermelha
	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	guapuruvu
	<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel	falsa espinheira santa
Lamiaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	gaioleiro

Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	canela-branca
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	canelagraruva
	<i>Ocoteaciphylla</i> (Nees) Mez	canela
	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	sassafrás
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	canela-sebo
Magnoliaceae	<i>Magnolia ovata</i> (A. St.-Hil.) Spreng.	baguaçu
Melastomataceae	<i>Miconia cabussu</i> Hoehne	cabussu, pixiricão
	<i>Miconia cinnamofolia</i> (DC.) Naud.	jacatirão, jacatirão-açu
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	canjarana, canharana
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro, cedro-rosa
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	catingá-morcego
	<i>Trichilia casarettoi</i> C. DC.	guatiguá morcego
Moraceae	<i>Ficus organensis</i> Miq.	Figueira
Myristicaceae	<i>Virola bicuhyba</i> (Schott) Warb.	bicuíba
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br.	capororoca
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	caporocão, capororoca
Myrtaceae	<i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.	guamirim
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg.	guabiroba-do-mato
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	pitanga-do-mato
	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.	grumixama-preta
	<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	guamirim-burro
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	araçá, araçá-vermelho
	<i>Marlierea tomentosa</i> Camb.	guaporonga, araçarana
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	guamirim-miúdo
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	licurana, iricurana
Phytolaccaceae	<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.	limoeiro do mato
Rubiaceae	<i>Bathysa australis</i> (A. St.-Hil.) Benth. & Hook. f.	macaqueiro
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) M. Arg.	pimenteira
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	mamica de cadela
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess & A. Juss.) Radlk.	chao-chao
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	camboatá-vermelho
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	camboatá-branco
Tiliaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	açoita cavalo
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	embaúba, embaúva
Verbenaceae	<i>Citharexylum myriathum</i> Cham.	tucaneira, tarumã

Fonte: Ghoddosi, Torres e Montibeller (2010).

ANEXO B: Levantamento das espécies florestais exóticas da Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC.

Família	Nome científico	Nome popular
Araliaceae	<i>Schefflera</i> spp.	schefflera
Arecaceae	<i>Archontophoenix alexandrae</i> (F. Muell.) H. Wendl. & Drude	palmeira real
	<i>Livistona chinensis</i> (Jack.) R. Br. ex. Mart.	leque chinês
Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i> (L.) ex. Kunth	amarelinho
Combretaceae	<i>Terminalia catappa</i> L	sombreiro
Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i> L.	mamona
Fabaceae	<i>Delonix regia</i> (BojerexHook.) Raf.	flamboyant
Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill.	abacate
Magnoliaceae	<i>Magnolia champaca</i> (L.) Baill. ex Pierre	champaca
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i> (St.-Hill.) Ravenna	paineira
	<i>Hibiscus syriacus</i> L.	hibiscus
Moraceae	<i>Ficus benjamina</i> L.	figueira
	<i>Morus nigra</i> L.	amoreira preta
Myrtaceae	<i>Eucalyptus</i> spp.	eucaliptus
	<i>Psidium guajava</i> L.	goiaba
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels.	jabolão
Oleaceae	<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	ligustrum
Pinaceae	<i>Pinus</i> spp.	pinus
Proteaceae	<i>Grevillea robusta</i> A. Cunn.	grevilia
Rosaceae	<i>Prunus</i> spp.	ameixa
Rutaceae	<i>Citrus</i> spp.	-
Salicaceae	<i>Salix humboldtiana</i> Kunth	chorão

Fonte: Ghoddosi, Torres e Montibeller (2010).