

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM CONSERVAÇÃO
E MANEJO DE RECURSOS NATURAIS – NÍVEL MESTRADO

BRUNA GAVA DOS SANTOS

MODELAGEM DE CORREDORES ECOLÓGICOS NO ESTADO DO PARANÁ
E ANÁLISE COMPARATIVA COM AS ÁREAS ESTRATÉGICAS PARA A
CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

CASCADEL/PR

2024



BRUNA GAVA DOS SANTOS

MODELAGEM DE CORREDORES ECOLÓGICOS NO ESTADO DO PARANÁ
E ANÁLISE COMPARATIVA COM AS ÁREAS ESTRATÉGICAS PARA A
CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Conservação e Manejo de Recursos Naturais – Nível Mestrado, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *campus* Cascavel, como parte dos requisitos para a obtenção do título de mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Dr. Neucir Szinwelski

Coorientadores: Dr. Thadeu Sobral-Souza
Dr. Victor Mateus Prasniewski

CASCADEL/PR

2024

Gava dos Santos, Bruna
MODELAGEM DE CORREDORES ECOLÓGICOS NO ESTADO DO PARANÁ E
ANÁLISE COMPARATIVA COM AS ÁREAS ESTRATÉGICAS PARA A
CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO DA BIODIVERSIDADE / Bruna Gava dos
Santos; orientador Neucir Szinwelski ; coorientador Thadeu
Sobral-Souza . -- Cascavel, 2024.
49 p.

Dissertação (Mestrado Acadêmico Campus de Cascavel) --
Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Ciências
Biológicas e da Saúde, Programa de Pós-Graduação em
Conservação e Manejo de Recursos Naturais, 2024.

1. Ecologia. 2. Corredores Ecológicos. 3. Biodiversidade.
I. Szinwelski , Neucir, orient. II. Sobral-Souza , Thadeu,
coorient. III. Título.

BRUNA GAVA DOS SANTOS

**MODELAGEM DE CORREDORES ECOLÓGICOS NO ESTADO DO PARANÁ:
ANÁLISE COMPARATIVA COM AS ÁREAS ESTRATÉGICAS PARA A
CONSERVAÇÃO E RESTAURAÇÃO DA BIODIVERSIDADE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Conservação e Manejo de Recursos Naturais em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestra em Conservação e Manejo de Recursos Naturais, área de concentração Ciências Ambientais, linha de pesquisa Biodiversidade e valoração dos ambientes naturais, **APROVADA** pela seguinte banca examinadora:



Orientador - Neucir Szinwelski
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Unioeste
Campus de Cascavel



Felipe Martello Ribeiro
University of Oxford



Michel Varajão Garey
Universidade Federal da Integração Latino-Americana (Unila)

Cascavel – PR, 25 de março de 2024

AGRADECIMENTOS

Gostaria de começar meus agradecimentos com a minha família, meus pais e irmãos, por serem o início da minha história, o meu presente e meu futuro. Agradeço por aprender muito todos os dias, por todo o cuidado e ajuda, que foram essenciais, não somente durante o meu mestrado, mas em toda a minha vida.

Agradeço, também, ao meu namorado e futuro marido, Irian, primeiramente por ter me mostrado que o amor ainda existe, e por cuidar de mim nos momentos ruins, por não soltar minha mão nos momentos difíceis, e por aproveitar e rir comigo nos momentos felizes.

Continuo meus agradecimentos com o LabOrth, por todos os amigos que fiz, por toda a ajuda, todas as risadas e cafés e chás. Pelas melhores reuniões, por terem me dado sempre muito apoio e dizerem que meu trabalho estava bom (mesmo quando eu sofria achando que não estava). Vou levar o hospício banana preta pra sempre em meu coração, e não achem que é uma despedida.

Agradeço aos meu orientadores. Ao Neucir, por ter confiado a mim uma vaga em seu laboratório lá em 2019, por ter me convidado a fazer o mestrado com ele, por ter me dado a oportunidade de seguir meus estudos. Agradeço ao Victor por estar presente desde o início, ajudando em todos os processos que eu não conseguiria fazer sozinha, pelas explicações e também por acreditar em mim. Agradeço ao Thadeu porque, desde a primeira reunião que tive com ele, sempre foi muito otimista e solícito, mesmo quando eu não fazia a menor ideia do que era um *shapefile* ou um *raster*, e por ter aceitado ser um dos meus coorientadores. A Ciência nunca foi feita e nunca será feita por uma pessoa sozinha!

Tenho muito a agradecer aos seres mais amorosos e leais que existem. Agradeço a cada um dos meus animais de estimação por terem estado comigo durante diversas fases da minha vida. Agradeço ao Lupi e à Nina Emília, um que viveu comigo por 10 anos e a outra, por apenas 3 meses, mas que me marcaram de igual forma, antes de partirem. Agradeço ao Nino porque vejo em seus olhos o amor que sente por mim e por só precisar da minha presença para estar feliz. Agradeço à Gisele por ser uma das cachorras mais engraçadas que já encontrei, que não percebe o tamanho que tem e acha que é um filhotinho, mas que tem muito amor para dar. Agradeço ao Juventino, nosso primeiro gato, por ter trazido amor e felicidade

enquanto estávamos longe de nossas famílias, em Cascavel. Você caiu de uma árvore direto para o melhor lugar do mundo. Agradeço à Mirtes, que chegou recentemente, mas que é uma das gatinhas mais amorosas que já conheci. Mirtes, se continuarmos sem saber o paradeiro de sua família original, não se preocupe, você já tem um lugar em nossa família.

Por fim, agradeço a todos os cientistas, em especial aos biólogos, que se esforçam para tentar diminuir as marcas negativas que a humanidade causou na natureza. Obrigada por seus trabalhos, que me inspiraram tanto enquanto escrevia, obrigada por não desistirem.

RESUMO

As atividades antrópicas negativas exercem um impacto significativo na estrutura ambiental, resultando na perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos. Um exemplo dessas atividades é a degradação do hábitat, resultando em sua perda ou fragmentação, afetando a fauna ao restringir o movimento entre os fragmentos e a matriz que os circunda, resultando em prejuízos para a manutenção das populações desses locais. Uma abordagem para mitigar esses efeitos é a criação de corredores ecológicos, que visam conectar os fragmentos de hábitat. Neste estudo, modelamos corredores ecológicos utilizando a abordagem do caminho de menor custo (*Least-Cost-Path*), considerando diferentes classes de uso e cobertura do solo, e seus possíveis impactos sobre os vertebrados terrestres, em três cenários de modelagem com composições diferentes da cobertura vegetal. Em seguida, comparamos esses corredores com os propostos por estudos dos órgãos ambientais do estado do Paraná, com o intuito de avaliar as taxas de sobreposição entre eles. Observamos baixas taxas de sobreposição, independentemente do cenário comparado. Além disso, identificamos áreas do Paraná que atualmente apresentam melhores condições de vegetação para a implementação de corredores ecológicos, visando a minimização dos custos de deslocamento para a fauna e os custos financeiros associados à restauração de áreas degradadas.

Palavras-chave: AEER; Áreas Estratégicas para Restauração; Conservação; Corredores Ecológicos; *Least-Cost Path*.

ABSTRACT

Negative anthropogenic activities have a significant impact on environmental structure, resulting in biodiversity and ecosystem service's loss. An example of these actions is habitat degradation, leading to its loss or fragmentation, affecting fauna by restricting their movement between fragments and the surrounding matrix, resulting in damages to the maintenance of populations in these areas. One approach to mitigate these effects is the establishment of ecological corridors, aiming to connect habitat fragments. In this study, we modeled ecological corridors using the Least-Cost-Path approach, considering diverse land use and cover classes, and their possible impacts on terrestrial vertebrates, in three modeling scenarios with different compositions of vegetation cover. Then, we compared these corridors with those proposed by environmental agencies' studies in the state of Paraná to evaluate the rates of overlap between them. We observed that the overlap rates were low, regardless of the scenario compared. Additionally, we identified areas in Paraná that currently present better vegetation conditions to harbor ecological corridors, intending to minimize the costs of movement for fauna and the financial costs associated with the restoration of degraded areas.

Keywords: AEER; Conservation; Ecological Corridors; Least-Cost Path; Strategic Areas for Restoration.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Mapa da reclassificação das resistências criadas a partir das classes de uso e cobertura do solo do MapBiomias coleção 8, desde a classe 1, em preto (baixa resistência), até a classe 1000, em vermelho (extrema resistência), limites territoriais do estado do Paraná, *buffer* de 100 km e limites territoriais dos estados brasileiros, departamentos paraguaios e província argentina incluídos no *buffer* 20
- Figura 2 - Primeiro cenário de modelagem contendo as Unidades de Conservação de Proteção Integral da área de estudo, limites territoriais do estado do Paraná, *buffer* de 100 km a partir do estado do Paraná e limites territoriais dos estados brasileiros, departamentos paraguaios e província argentina incluídos no *buffer* 27
- Figura 3 - Mapa do segundo cenário de modelagem contendo as Unidades de Conservação de Proteção Integral e Uso Sustentável da área de estudo, limites territoriais do estado do Paraná, *buffer* de 100 km a partir do estado do Paraná e limites territoriais dos estados brasileiros, departamentos paraguaios e província argentina incluídos no *buffer* 28
- Figura 4 - Mapa do terceiro cenário de modelagem contendo todos os fragmentos acima de 500 hectares na área de estudo, incluindo Unidades de Conservação de Proteção Integral e Uso Sustentável e demais fragmentos >500 ha; limites territoriais do estado do Paraná, *buffer* de 100 km a partir do estado do Paraná e limites territoriais dos estados brasileiros, departamentos paraguaios e província argentina incluídos no *buffer* 29
- Figura 5 - Corredores ecológicos conectando as UCs do primeiro cenário de modelagem dentro da área de estudo, que inclui o estado do Paraná e o *buffer* de 100 km. Em verde, corredores de prioridade 1; em amarelo, prioridade 2; em laranja, prioridade 3 e em vermelho, prioridade 4. Esse cenário inclui 65 UCs de Proteção Integral, todas ligadas entre si (65 x 65) a partir da metodologia *Least-Cost Path* ... 32
- Figura 6 - Corredores ecológicos conectando as UCs do segundo cenário de modelagem dentro da área de estudo. Nesse cenário, 322 UCs de Proteção Integral e Uso Sustentável foram ligadas entre si (322 x 322) a partir da metodologia *Least-Cost Path* 33

Figura 5 - Corredores ecológicos criados no terceiro cenário, a partir das UCs de Proteção Integral e Uso sustentável e demais fragmentos acima de 500 hectares, dentro da área de estudo. Nesse cenário, 621 fragmentos acima de 500 ha foram ligados entre si (621 x 621) a partir da metodologia *Least-Cost Path* 34

Figura 6 - Comparativo entre os cenários de modelagem LCP e as Áreas Estratégicas para Restauração (SEMA/IAT); 0 = sem corredores; 1 = (Áreas Estratégicas para Restauração) AER; 2 = (Proteção Integral) PI; 3 = (Uso Sustentável) US; 4 = TODOS (os Fragmentos); 5 = AER + PI; 6 = AER + US; 7 = AER + TODOS; 8 = PI + US; 9 = PI + TODOS; 10 = US + TODOS; 11 = AER + PI + US; 12 = AER + PI + TODOS; 13 = AER + US + TODOS; 14 = PI + US + TODOS; 15 = AER + PI + US + TODOS 35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - 14 categorias de resistência criadas a partir da reclassificação das classes de uso e cobertura do solo, da coleção 8 do MapBiomas; diferentes classes foram reunidas para a formação das resistências, tomando como base a literatura sobre tipos de matriz e movimentação da fauna	19
---	----

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	13
MATERIAIS E MÉTODOS	16
Área de Estudo	16
Metodologia das Áreas Estratégicas para Conservação e Restauração da Biodiversidade	16
Rasters e Shapefiles	17
Matriz de resistência	18
<i>Resistências 1 a 4</i>	21
<i>Resistências 25 a 90</i>	22
<i>Resistências 100 a 1000</i>	24
<i>Estradas</i>	25
Cenários de modelagem	25
<i>Primeiro cenário</i>	26
<i>Segundo cenário</i>	27
<i>Terceiro cenário</i>	28
Modelagem dos Corredores Ecológicos	29
RESULTADOS	31
Cenário 1: Unidades de Conservação de Proteção Integral	31
Cenário 2: Unidades de Conservação de Proteção Integral e Uso Sustentável	32
Cenário 3: Todos os fragmentos acima de 500 hectares (ha)	33
Comparativo entre os cenário de modelagem	34
DISCUSSÃO	36
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40

INTRODUÇÃO

Como todas as interações naturais estão intrinsecamente conectadas e os ecossistemas são o resultado das relações dinâmicas entre os organismos vivos e seu ambiente (Cain, Bowman & Hacker, 2013), ações antrópicas negativas em relação aos sistemas naturais, através de danos físicos e químicos, impactam significativamente na estrutura ambiental, podendo torná-la inóspita para diferentes espécies (Parmesan & Yohe, 2003). Este desdobramento leva à perda de biodiversidade e dos serviços essenciais fornecidos pelos ecossistemas, o que, por sua vez, reduz sua capacidade de fornecer gratuitamente tais serviços (Ceballos, Ehrlich & Raven, 2020).

A degradação do hábitat resulta tanto na perda física do ambiente, como na alteração de sua estrutura espacial, fragmentando-o em uma miríade de pequenos remanescentes e aumentando as distâncias entre eles (Fahrig, 2003; Ribeiro *et al.*, 2009). Como os fragmentos florestais apresentam uma variedade de formatos, aqueles com contornos mais irregulares tendem a possuir uma maior extensão de bordas, as faixas de contato entre a matriz¹ antrópica e o fragmento de vegetação (Primack & Rodrigues, 2001). Quanto maior a faixa de contato entre o fragmento e a matriz, mais pronunciados são os efeitos de borda, caracterizados pela abrupta transição entre esses ambientes, causando mudanças nas condições bióticas e abióticas do fragmento (Murcia, 1995). Além disso, bordas se tornam pontos de acesso recorrente para a saída de indivíduos em direção à matriz circundante, tornando-os suscetíveis a predadores (Fahrig, 2002).

O aumento da distância entre os fragmentos é outro fator que contribui para o isolamento entre eles, dificultando o movimento de espécies com menor capacidade de dispersão (Dennis *et al.*, 2013). Como resultado, as populações se encontram confinadas em áreas de hábitat reduzidas, gerando impacto negativo direto nas taxas de sobrevivência local (Fahrig, 2003). Esse efeito é exacerbado pela ocorrência de endocruzamento e pela diminuição da diversidade genética (Gibbs, 2001), culminando no decréscimo das taxas de crescimento populacional (Bascompte *et al.*, 2002; Donovan & Flater, 2002). Todos esses fatores podem conduzir à homogeneização biótica, processo no qual espécies endêmicas especialistas são substituídas

¹ Matriz: ambiente em que os hábitats estão inseridos; diferem, em composição, da vegetação, dos hábitats e dos corredores ecológicos (Rosemberg *et al.*, 1997).

gradativamente por espécies generalistas, adaptadas a distúrbios (McKinney & Lockwood, 1999).

Para reduzir os impactos adversos da fragmentação e promover maior conectividade entre os fragmentos, são exploradas diferentes alternativas, incluindo os Corredores Ecológicos - faixas de vegetação que diferem da matriz de ambos os lados (Forman & Gordon, 1986), abrangendo biorregiões² e zonas adjacentes às Unidades de Conservação (UCs), com o intuito de otimizar a restauração e conservação de áreas fragmentadas (Arruda, 2004).

Nesse contexto, os corredores são utilizados para alcançar outros fragmentos de hábitat, facilitando a contínua interação entre as populações anteriormente conectadas. De acordo com Rosemberg *et al.* (1997), os deslocamentos entre subpopulações podem reduzir as taxas de extinção regional ao aumentar a (re)colonização de áreas e a variabilidade genética, além de aumentar as taxas de nascimento/sobrevivência e reduzir as taxas de endogamia. Os deslocamentos através de corredores tender a ser maior à medida que a resistência da matriz adjacente aumenta (Rosemberg *et al.*, 1997; Hudgens & Haddad, 2003) e, mesmo quando a composição da matriz favorece o deslocamento, os indivíduos podem optar por utilizar os corredores em resposta à presença de predadores naturais na matriz (Baum *et al.*, 2004) e aos distúrbios antrópicos extra matriciais, como a presença de máquinas agrícolas, animais domésticos, estradas e moradias, por exemplo (Teixeira *et al.*, 2023; Ewart *et al.*, 2024). Um dos efeitos desses distúrbios é a mudança nos padrões de atividades diárias dos vertebrados, que estão tornando-se cada vez mais noturnos como forma de evitar os distúrbios humanos (Gaynor *et al.* 2018).

De acordo com Brito (2012), a implementação de corredores ecológicos requer um profundo entendimento da realidade e dos problemas ambientais da região em questão, uma vez que o objetivo é proteger a biodiversidade local. Dessa forma, os planos de pesquisa e conservação devem levar em consideração as interações entre as espécies nos fragmentos, a composição da matriz, a capacidade de dispersão das espécies e suas necessidades ao longo dos diferentes estágios de seus ciclos de vida, entre outras variáveis. Esses aspectos são essenciais para desenvolver estratégias que aumentem a conectividade entre os fragmentos e proponham corredores funcionais.

² Biorregião: definida por critérios geográficos/naturais, tais como solo, clima, vegetação, fauna, hidrografia, relevo etc. (Martins, 2017).

O bioma Mata Atlântica cobre aproximadamente 17% do território brasileiro (1.481.946 km²) e é ocupado por cerca de 70% da população do país (Metzger, 2009; IBGE, 2020). Com diferentes formações florestais e ecossistemas associados, estende-se por 17 estados, de Nordeste a Sul, incluindo partes da Argentina e do Paraguai (Myers *et al.*, 2000; SOS Mata Atlântica & INPE, 2019). A ocupação histórica da Mata Atlântica foi intensa, devido à superexploração de seus recursos naturais, crescimento urbano, industrialização, mineração e expansão agropecuária, resultando na conversão de grandes extensões de vegetação nativa em lavouras, pastagens e áreas urbanas e, conseqüentemente, causando perda e fragmentação de hábitat para diversas espécies (IUCN, 2000; Metzger, 2009; Rezende *et al.*, 2018). Por esses fatores, juntamente com as altas taxas de endemismo do bioma, a Mata Atlântica foi classificada como um *hotspot* de biodiversidade global (Myers *et al.*, 2000).

Apesar do reconhecimento como Patrimônio Nacional pela Constituição Federal (Brasil, 1988), o bioma ainda enfrenta intensa degradação. Entre 2019 e 2020, o desmatamento cresceu em 58% dos 17 estados que abrangem a região, atingindo 13.053 hectares em São Paulo e no Espírito Santo, um aumento de mais de 400% (SOS Mata Atlântica, 2021). No período seguinte (2020-2021), foram desmatados 21.642 hectares em 602 municípios, representando elevação de 66% na taxa de degradação (SOS Mata Atlântica, 2022). A cobertura de Mata Atlântica nos 17 estados é variável. O Paraná, por exemplo, é coberto em cerca de 98% pela Mata Atlântica (Vieira & Mendonça, 2021) e apresenta diferentes formações vegetais, incluindo Florestas Ombrófilas Densa e Mista e Estacional Semidecidual (Roderjan *et al.*, 2002). Apesar disso, apenas 11,8% da cobertura florestal original ainda está preservada (SOS Mata Atlântica & INPE, 2019; 2022). Isso ressalta a importância das Unidades de Conservação para a preservação contínua da floresta (Santos & Nogueira, 2007), sendo essencial estabelecer conexões entre essas áreas (Brito, 2012).

A Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Paraná (SEMA) e o Instituto Água e Terra (IAT), por meio da Resolução Conjunta nº 005/2009, determinaram as Áreas Estratégicas para a Conservação e Restauração da Biodiversidade (AECR). As Áreas Estratégicas para a Conservação (AEC) objetivam a preservação de regiões com fragilidade ambiental, com o intuito de manter a biodiversidade do estado, e as Áreas Estratégicas para a Restauração (AER) propõem criar corredores ecológicos e manter fluxos biológicos e a estabilidade do ambiente (Paraná, 2009, Muchailh *et al.*, 2023).

Neste estudo, realizamos uma análise comparativa entre os corredores ecológicos atualmente propostos pelos órgãos ambientais do estado do Paraná, dentro das Áreas Prioritárias para Restauração (AER), com corredores projetados em cenários com diferentes composições de remanescentes florestais e levando em consideração a matriz de resistência a partir dos diferentes usos e coberturas do solo. Usando a abordagem de caminho de menor custo (*Least-Cost-Path*) (Driezen *et al.*, 2007), hipotetizamos que diferentes corredores alternativos serão traçados em cada cenário avaliado e que haverá pouca sobreposição com os corredores AER, devido especialmente a escassez de fragmentos florestais em algumas regiões do estado. Em nossa matriz de resistências consideramos fatores como ocupações humanas, vias de circulação e categorias de fragmentos presentes no território. Classificamos os corredores projetados com base em sua prioridade, visando direcionar a elaboração de políticas públicas voltadas para a proteção e conservação da biodiversidade e, por fim, comparamos a área sobreposta entre os corredores simulados e os propostos atualmente pelos órgãos ambientais do estado.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo consiste no estado do Paraná e um *buffer* de 100 km para que fragmentos vegetais próximos, porém localizados em outros estados brasileiros, no Paraguai e na Argentina, também fossem inseridos para a criação dos corredores ecológicos. Essa decisão foi tomada com o objetivo de possibilitar maior circulação dos animais das fronteiras para os fragmentos do Paraná e, por consequência, o fluxo genético (Rosemberg *et al.*, 1997). Os outros estados brasileiros que compõem a área de estudo são: São Paulo, Mato Grosso do Sul, Santa Catarina e Rio Grande do Sul; no Paraguai, as regiões compreendidas pelo *buffer* são os departamentos de Caazapá, Caaguazú, Alto Paraná, Canindeyú e Itapúa; e na Argentina, a província de Misiones.

Metodologia das Áreas Estratégicas para Conservação e Restauração da Biodiversidade

A criação das AEER ocorreu através da Resolução Conjunta nº 005/2009 da SEMA e do IAT. Essas áreas se basearam no mapeamento de remanescentes

florestais de 2008 da SOS Mata Atlântica, bem como nos dados das Unidades de Conservação estaduais e federais fornecidos pelo IAT e ICMBio, respectivamente, além das informações sobre Terras Indígenas da FUNAI. Embora tenham ocorrido atualizações em 2014 e 2016, a versão de 2022 foi a única a passar por revisões metodológicas, em colaboração com o Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Estado do Paraná (SIMEPAR) (Muchailh *et al.*, 2023).

As Áreas Estratégicas para a Restauração (AER) foram definidas com base na metodologia que incorporou 1) as Áreas Prioritárias para Conservação do Ministério do Meio Ambiente (conforme mapas de 2007 e 2018) para o estado do Paraná; 2) a região do Projeto Rede da Biodiversidade (5 km ao longo dos grandes rios do estado); 3) os corredores do Projeto Paraná Biodiversidade e 4) a área designada para o Corredor da Araucária. Além disso, foram incluídas as Unidades de Conservação de Uso Sustentável de domínio privado, as Zonas de Amortecimento das UCs de Proteção Integral e, no caso das UCs sem Zonas de Amortecimento, foi estabelecido um *buffer* protetivo de 3 km. As massas d'água e áreas urbanas foram excluídas do cálculo, assim como as Áreas Estratégicas para a Conservação (AEC), conforme descrito em Muchailh e colaboradores (2023).

Rasters e Shapefiles

Um arquivo *raster* é uma representação de dados espaciais criada a partir de uma matriz de células (*pixels*), cada uma contendo valores, resolução e georreferenciamento. Esse formato é especialmente útil na representação de informações geoespaciais contínuas, como imagens de satélite, mapas de elevação e uso e cobertura do solo, entre outros (QGIS *documentation* v. 3.28, 2023). O *raster* de uso e cobertura do solo utilizado foi obtido por meio do projeto MapBiomass, versão 8.

Um *shapefile* é um formato de arquivo geoespacial que armazena informações vetoriais de dados geográficos, tais como pontos, linhas e polígonos, juntamente com seus atributos associados. Esses arquivos são amplamente empregados em diversas áreas do conhecimento, como geografia, cartografia e gestão ambiental (*Environmental Systems Research Institute*, 1998).

Os dados geoespaciais utilizados nesta pesquisa incluem:

a) Limites estaduais do Paraná e estradas brasileiras, adquiridos através do portal da malha municipal (dados de 2022) e do portal de mapas do IBGE (escala 1:250.000, versão 2021), respectivamente.

b) Mapeamento dos departamentos do Paraguai, obtido do portal do Parque Tecnológico de Itaipu (PTI).

c) Informações sobre Unidades de Conservação (UCs) federais obtidas do *site* do ICMBio e pelo Sistema Informatizado de Monitoramento de RPPN (SIMRPPN), enquanto as das UCs estaduais foram fornecidas pelo Instituto Socioambiental (ISA).

d) A versão de 2016 das Áreas Estratégicas para Conservação e Restauração da Biodiversidade foi obtida do Instituto Água e Terra (IAT).

e) *Shapefile* para a sessão com fragmentos além das Unidades de Conservação foi adquirido da coleção 3 da Mata Atlântica no MapBiomas.

f) Dados de áreas protegidas da Argentina foram obtidos através do Sistema Integrado de Información Ambiental (SInIA) do Centro de Información Ambiental (CIAM) do Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

g) Dados das áreas protegidas do Paraguai foram encontrados no SINASIP (Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Paraguay) do Ministerio del Ambiente y Desarrollo Sostenible.

A seleção das UCs foi baseada nos *shapefiles* disponíveis, o que justifica a ausência de 81 RPPNs localizadas no Paraná.

Matriz de resistência

Utilizamos a Coleção 8 do MapBiomas, que inclui os mapas e dados anuais de cobertura e uso da terra do Brasil para o período de 1985 a 2022, como base para desenvolver nossa matriz de resistência, combinada com os dados rodoviários brasileiros, obtidos pelo portal de mapas do IBGE (2021). As classes do MapBiomas consistem em seis níveis principais: a) Floresta, b) Formação Natural não Florestal, c) Agropecuária, d) Área Não Vegetada, e) Corpo D'água e f) Não Observado. Cada um desses níveis é subdividido em categorias mais específicas.

A categoria *Floresta* inclui "Formação Florestal", "Formação Savânica", "Mangue" e "Restinga Arborizada". *Formação Natural não Florestal* é dividida em "Campo Alagado e Área Pantanosa", "Formação Campestre", "Apicum", "Afloramento Rochoso", "Restinga Herbácea" e "Outras Formações não Florestais". *Agropecuária* abrange "Pastagem", "Agricultura" (com suas próprias subdivisões), "Silvicultura" e

"Mosaico de Usos". As *Áreas Não Vegetadas* são classificadas como "Praia, Dunas e Areal", "Área Urbanizada", "Mineração" e "Outras Áreas não Vegetadas". *Corpos D'água* são representados por "Rio, Lago e Oceano" e "Aquicultura". A categoria "Não Observado" não foi considerada em nossa matriz de resistência.

As classes do MapBiomias foram reclassificadas, indicando variações de menor a maior resistência (Tabela 1). Essa estrutura de resistências reflete a consideração das características específicas de cada categoria na construção da matriz de resistência.

Resistências	Classes MapBiomias coleção 8 e Estradas IBGE
1	Formação Florestal (3); Mangue (5)
2	Formação Savânica (4); Campo Alagado e Área Pantanosa (11) Restinga Arborizada (49)
3	Formação Campestre (12); Restinga Herbácea (50)
4	Praia, Duna e Areal (23); Afloramento Rochoso (29)
25	Lavoura Perene (36); Café (46); Citrus (47); Outras Lavouras Perenes (48)
30	Silvicultura (9)
50	Pastagem (15)
60	Rio, lago, oceano (33)
90	Cana-de-açúcar (20)
100	Lavoura Temporária (19); Mosaico de Usos (21); Soja (39); Arroz (40); Outras Lavouras Temporárias (41)
300	Área Não Vegetada (22); Outras Áreas Não Vegetadas (25)
500	Mineração (30)
700	Estradas (IBGE)
1000	Área Urbanizada (24)

Tabela 2. 14 categorias de resistência criadas a partir da reclassificação das classes de uso e cobertura do solo, da coleção 8 do MapBiomias; diferentes classes foram reunidas para a formação das resistências, tomando como base a literatura sobre tipos de matriz e movimentação da fauna.

Considerando que as características da paisagem desempenham um papel significativo nas respostas de espécies e comunidades ecológicas diante da perda e degradação de hábitat (Brockhoff *et al.*, 2008; Prevedello & Vieira, 2010), na dispersão de indivíduos (Taylor *et al.*, 1993) e na influência do fluxo genético entre subpopulações distintas, tanto de maneira direta quanto indireta (Taylor *et al.*, 1993; Gibbs, 2001; McRae, 2006), adotamos uma abordagem que emprega diversas classes de resistência, variando de menor (classe 1) a maior resistência à passagem de fauna (classe 1000). Portanto, consideramos desde áreas onde a passagem de fauna ocorre mais facilmente até áreas onde essa passagem se torna extremamente

desafiadora, considerando as características da paisagem ao redor dos fragmentos de hábitat (Figura 1).

Para determinar a resistência das estradas, utilizamos a seguinte fórmula: $(x * 0.8) + (700 * 0.2)$, onde 'x' representa o valor da resistência da célula, 0.8 corresponde à porcentagem da resistência presente na célula (80%), enquanto 700 é o valor de resistência atribuído às estradas e 0.2 indica a porcentagem da área da estrada dentro da célula (20%). Por exemplo, ao calcular a resistência para estradas adjacentes a formações florestais, aplicamos a fórmula $(1 * 0.8) + (700 * 0.2)$, resultando em uma resistência de 140,8. Já para estradas próximas a áreas urbanas, a fórmula utilizada é $(1000 * 0.8) + (700 * 0.2)$, resultando em uma resistência de 940 (Figura 1). Dessa forma, a resistência 700 não é incorporada diretamente ao mapa das resistências, mas é necessária para o cálculo.

Essas resistências foram pensadas em uma natureza multi-espécie dentro do grupo dos animais vertebrados, ou seja, sem a seleção específica de uma ou mais espécies para o cálculo, a fim de contemplar as diversas possíveis interações entre a fauna e os diferentes tipos de matriz.

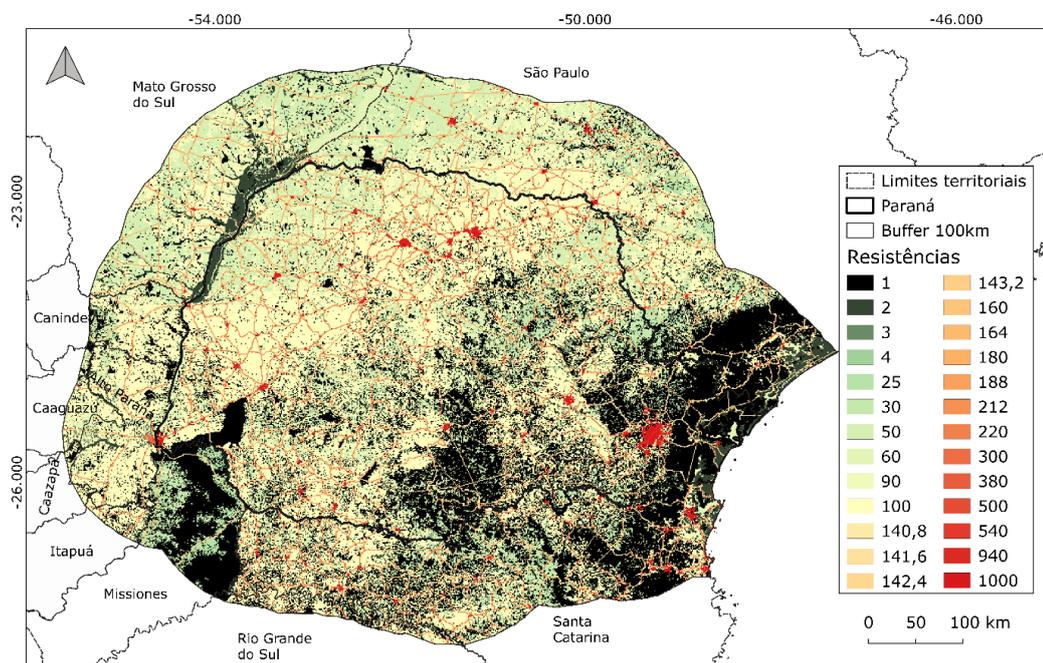


Figura 7. Mapa da reclassificação das resistências criadas a partir das classes de uso e cobertura do solo do MapBiomias coleção 8, desde a classe 1, em preto (baixa resistência), até a classe 1000, em vermelho (extrema resistência), limites territoriais do estado do Paraná, *buffer* de 100 km e limites territoriais dos estados brasileiros, departamentos paraguaios e província argentina incluídos no *buffer*.

Resistências 1 a 4

As resistências 1 a 4 abrangem as formações florestais de Mata Atlântica (especialmente Florestas Ombrófilas Densa e Mista e Estacional Semidecidual), os ecossistemas associados (Manguezais e Restingas Arborizada e Herbácea), formações savânicas de Mata Atlântica, campos alagados e/ou áreas pantanosas, formações campestres, praia, dunas e areais e afloramentos rochosos dentro da área de estudo, de acordo com a legenda da coleção 8 do MapBiomas. São consideradas áreas de baixo custo à passagem da fauna por serem ambientes naturais ou seminaturais, porém não possuem todas a mesma classificação de resistência em razão das características do relevo, solo e das condições climáticas às quais estão expostas.

A Floresta Ombrófila Densa destaca-se por sua rica biodiversidade, com altas taxas de endemismo e papel na regulação do clima (Schäffer & Prochnow, 2002). A Floresta Ombrófila Mista, também conhecida como Floresta de Araucária, foi intensamente explorada durante a ocupação do sul do Brasil (Meyer *et al.*, 2013; Medeiros, Savi & Brito, 2005), tornando-se criticamente ameaçada de extinção (IUCN, 2013). A Floresta Estacional Semidecidual sofreu devastação devido às condições favoráveis do solo e relevo em sua localização (Lopes *et al.*, 2012), e atualmente apenas cerca de 7% de seus remanescentes estão protegidos em Unidades de Conservação (Ribeiro *et al.*, 2009).

Restingas e Manguezais são Áreas de Preservação Permanente (APPs), ou seja, áreas protegidas por lei, que visam a proteção de ecossistemas, da biodiversidade e a promoção do equilíbrio ambiental (Brasil, 2012). As Restingas ocorrem em áreas com alta diversidade ecológica (CONAMA, 1996) e os Manguezais são abrigo e berçário para diversas espécies marinhas (Peiró *et al.*, 2020).

A Savana é uma fitofisionomia bem adaptada e predominantemente encontrada em climas estacionais, com cerca de seis meses de seca, mas que também pode ocorrer em climas mais úmidos, abrigando grande variedade de plantas. A Savana-Estépica Florestada (Cerradão), possui plantas de 6 a 8 metros, em média, com maior ramificação e troncos espessos, decíduas durante a época desfavorável; e a Savana-Estépica Arborizada (Campo Cerrado, Cerrado Ralo, Cerrado Típico e Cerrado Denso), apresenta plantas mais baixas e espaços abertos entre elas, apesar da composição florística ser semelhante à da Savana-Estépica Florestada (IBGE, 2012).

Campos Alagados e Áreas Pantanosas são influenciados pelas águas de rios e lagos (MapBiomas versão 7.0), portanto essas regiões não estão completamente submersas, mas podem experimentar alagamentos sazonais. As Formações Campestres compreendem vegetações com predominância de estrato herbáceo e mais aberta, como Savanas-Estépicas Parque e Gramíneo Lenhosa, Estepe e Pioneiras Arbustivas e Herbáceas (IBGE, 2012). Os Afloramentos Rochosos são locais sem ou com pouca cobertura de solo, que podem ou não estar associados a algum tipo de vegetação (Moro & Carmo, 2010; IBGE, 2012). Nas matrizes de praias, dunas e areais não há predomínio de vegetação de nenhum tipo, diferentemente do que ocorre nas áreas de Restingas Herbácea e Arbórea, sendo caracterizadas predominantemente pelo solo arenoso.

Resistências 25 a 90

Essas categorias de resistência foram consideradas como de custo médio, pois, ainda que utilizadas pela fauna, são manejadas periodicamente, mudando sua configuração, e/ou possuem características desvantajosas para a passagem de fauna.

Incluimos na resistência 25 as Lavouras Perenes, como as de café e *citrus*, assim como as não especificadas na legenda da coleção 8 do MapBiomas, chamadas de Outras Lavouras Perenes. As plantações de café, por exemplo, podem ser benéficas para anfíbios, ajudando a mitigar os efeitos de borda, especialmente em paisagens dominadas por seres humanos (Santos-Barrera & Urbina-Cardona, 2011), assim como podem servir de corredores que facilitam a conectividade reprodutiva entre morcegos, uma vez que haja vegetação nativa ao redor (Estrada *et al.*, 2006). No entanto, os cafezais recebem podas a fim do melhoramento da produção e estas podem ser moderadas ou drásticas, como a poda chamada de recepa, na qual toda a parte aérea e quase todo o sistema radicular da planta é retirado (Costa, 1998). Dessa forma, os benefícios que os cafezais conferem para os grupos de animais citados deixam de existir, aumentando a resistência da matriz.

A resistência 30 refere-se à Silvicultura, envolvendo o cultivo comercial de espécies arbóreas, como *Eucalyptus spp.* e *Pinus spp.* Espécies sensíveis à perda de habitat, como *Leopardus pardalis*, são menos presentes em bordas e ambientes antropizados, como plantações de Eucalipto. Em contraste, espécies pouco sensíveis a perturbações, como *Puma concolor* (onça-parda) e *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará), podem utilizar essas plantações para passagem e forrageio, dependendo dos

recursos disponíveis (Lyra-Jorge *et al.*, 2010). Hatfield *et al.* (2019) destacaram que plantações de Eucalipto têm menos efeito de borda do que pastagens, podendo reduzir a infiltração de espécies tolerantes a perturbações nas bordas e no interior das manchas de vegetação nativa. No entanto, Giubbina *et al.* (2018) mostraram que essas áreas restringiram o fluxo de pequenas aves (*Dysithamnus mentalis* e *Myiothlypis flaveola*).

As pastagens associadas a atividades agropecuárias se distinguem da Formação Campestre por serem predominantemente áreas cultivadas com espécies não-nativas, como gramíneas do gênero *Brachiaria spp.* Nesse contexto, foi estabelecida a resistência 50 para essas matrizes. Apesar de serem áreas de forrageio, por exemplo, para aves (Hatfield *et al.*, 2019) e pequenos mamíferos (Carvalho, 2022), as pastagens exibem efeitos de borda mais pronunciados, com maior prejuízo para a fauna, e promovem o aumento de espécies tolerantes a perturbações ao longo das bordas e no interior de fragmentos de mata nativa (Hatfield *et al.*, 2019).

A classe Rio, Lago e Oceano, que engloba também represas, reservatórios e outros corpos d'água, é representada pela resistência 60. Apesar de alguns animais, como *Panthera onca* (Alvarenga *et al.*, 2018), *P. concolor* (Elbroch, Saucedo & Wittmer, 2010) e *Tapirus terrestris* (Padilla & Dowler, 1994), conseguirem atravessar corpos d'água extensos, estes podem representar obstáculos para outros animais, como anfíbios (Churko, 2016). Corpos d'água de menores extensões são mais facilmente cruzados pela fauna, porém nas classes do MapBiomas não há distinção nos tamanhos dessas áreas, portanto classificamos todos com a mesma resistência.

As plantações de cana-de-açúcar foram classificadas como resistência 90. Antes da colheita da cana ainda é comum a prática da queima da palha, com objetivo de segurança dos trabalhadores e do aumento do rendimento, por exemplo. Porém, essa atividade influencia na perda da biodiversidade animal e vegetal, esta pela ameaça de incêndios florestais e aquela por perda do hábitat ou morte dos animais que usam o canavial para nidificação ou alimentação (Ronquim, 2010). Além disso, o plantio de cana pode ter efeitos adversos sobre a avifauna, incluindo a redução da complexidade estrutural da vegetação, a diminuição dos recursos alimentares (Martin & Catterall, 2001), e restrições ao movimento das aves (Giubbina *et al.*, 2018).

Resistências 100 a 1000

Consideradas como de custo alto, englobam matrizes que apresentam maior dificuldade de serem transpostas. Na resistência 100 estão as Lavouras Temporárias (por exemplo, soja, arroz, milho, trigo) e os Mosaicos de Usos, que são áreas de uso agropecuário sem distinção entre pastagens e agricultura. A presença de extensos campos cultivados pode atuar como uma barreira para os deslocamentos de pequenos mamíferos entre diferentes habitats, especialmente em paisagens mais simples, tornando desafiador o contorno ou a travessia dessas áreas (Ullmann *et al.*, 2020).

A resistência 300 engloba as Áreas não Vegetadas e as chamadas Outras Áreas não Vegetadas, de superfícies não permeáveis que não foram mapeadas em suas classes no MapBiomias, assim como ocorre com as áreas classificadas como Mosaicos de Uso, citadas anteriormente. Áreas de Mineração, resistência 500, se referem aos locais onde há extração mineral, seja de porte industrial ou artesanal, com clara exposição do solo por ações antrópicas. Paisagens nessas condições, além de não oferecerem suporte para a criação de corredores pela forma como o uso do solo é conduzido, são perigosas para a fauna se considerarmos os riscos de acidentes nas crateras expostas, poluição do ar, do solo e sonora (Souza, Cobel & Silva, 2019).

A Resistência 1000 compreende as Áreas Urbanas, consideradas as matrizes com efeitos negativos mais expressivos para a fauna. Entre as principais e mais duradouras causas de perda de habitat e fragmentação da vegetação nativa (Mckinney, 2002; Mcdonald *et al.*, 2008), a urbanização exerce uma forte pressão sobre populações de anfíbios nativos, criando obstáculos significativos à sua sobrevivência, como a redução na diversidade de habitats, a fragmentação desses habitats e a presença de espécies exóticas (Riley *et al.*, 2004).

De forma semelhante, áreas urbanas exercem relação negativa sobre espécies de mamíferos carnívoros, como *P. concolor*. Isso se reflete em fatores como dieta, adaptabilidade comportamental, requisitos de habitat e interações com outras espécies (Ordeñana *et al.*, 2010). Além disso, essas áreas também impactam negativamente espécies de morcegos, criando maior resistência, impossibilitando que elas cheguem ou permaneçam em locais urbanizados e acentuando a dominância de algumas espécies nesses locais (Jung & Kalko, 2011), conduzindo à homogeneização biótica (Mckinney & Lockwood, 1999).

Estradas

Foi atribuída às estradas a resistência 700. As perturbações sonoras, luminosas e de movimento causadas pelo tráfego podem ser negativas para a maioria das aves e alguns mamíferos de médio e grande porte (Whittington, St. Clair & Mercer, 2004; Fahrig & Rytwinski, 2009). Outros grupos são mais vulneráveis à mortalidade nas estradas, pois não as evitam ou são atraídos por elas, utilizando-as para a termorregulação (serpentes e lagartos), oviposição em suas margens (quelônios), por serem de locomoção lenta (quelônios e serpentes) ou possuírem maiores amplitudes de movimento (mamíferos de médio e, principalmente, grande porte) (Fahrig & Rytwinski, 2009).

O estudo de Grilo *et al.* (2018) sugere que mamíferos de pequeno porte atravessam estradas com base na propensão de explorar novas áreas. Espécies generalistas, adaptáveis a diferentes tipos de habitat, apresentam taxas mais altas de travessia, ao passo que espécies especialistas, com preferência por determinados habitats, têm taxas mais baixas. Porto-Peter *et al.* (2013) descobriram que o tamanho da área de vida é um fator crucial: mamíferos com áreas pequenas evitam estradas, enquanto aqueles com áreas maiores as cruzam com frequência.

As resistências de 140,8 até 940 correspondem à combinação da resistência das estradas (700) com os valores de 1 a 1000, conforme calculado previamente. Conforme o valor das resistências aumenta, há uma variação na acessibilidade das estradas, dependendo do contexto da matriz. Por exemplo, torna-se mais desafiador para a fauna atravessar estradas próximas a áreas urbanas em comparação com aquelas próximas a formações florestais. Esse fenômeno é atribuído às perturbações mais significativas geradas pela matriz urbana em comparação com as áreas florestais, conforme evidenciado pelos dados dos estudos referenciados em cada seção de resistências.

Cenários de modelagem

Utilizamos três cenários diferentes para a modelagem dos corredores ecológicos para testar a conectividade entre diferentes distâncias entre fragmentos, tanto de Unidades de Conservação quanto de demais fragmentos dentro do *buffer* de 100km, ainda que não sejam áreas protegidas, mas que podem atuar para a melhoria do fluxo de indivíduos.

Primeiro cenário

Ao considerarmos o *buffer*, o primeiro cenário abrange 150 Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI) distribuídas nos estados brasileiros do Paraná, Santa Catarina, São Paulo, Mato Grosso do Sul e Rio Grande do Sul. Além disso, inclui áreas no Paraguai, nos departamentos de Caazapá, Caaguazú, Alto Paraná, Canindeyú e Itapuá, e na Argentina, na província de Misiones (Figura 2). Entretanto, o número de UCs é reduzido para 65 quando focamos exclusivamente no estado do Paraná.

As categorias de UCPIs presentes nesse cenário variam e incluem Reserva de Vida Silvestre, Reserva Biológica, Parque Estadual, Parque Nacional, Monumento Natural e Estação Ecológica. A maioria dessas áreas pertence ao domínio público, com exceção das Reservas de Vida Silvestre e Monumentos Naturais, que podem ser de domínio privado (Brasil, 2000). Além das categorias mencionadas, há também áreas como Horto Florestal, Parque Florestal e Reserva Florestal, que, embora não façam parte do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), são caracterizadas como de Proteção Integral no site do Instituto Água e Terra (IAT, 2023). No Paraguai, as categorias incluem Reserva Natural, Monumento Científico, Parque Nacional e Parque Municipal, de acordo com o Sistema Nacional de Áreas Protegidas do Paraguai (SINASIP, Lei 352/1994). Já na Argentina, temos Parque Nacional, Parque Provincial, Reserva de Vida Silvestre, Monumento Natural, Reserva Natural Silvestre e Reserva Natural Estricta, pelo Sistema Federal de Áreas Protegidas (SiFAP, 2003).

As Unidades de Conservação objetivam preservação, uso sustentável, manutenção, restauração e recuperação de áreas com características naturais relevantes (Brasil, 2000) e são de extrema importância para a manutenção de diferentes espécies (Melo, 2005; Rocha *et al.*, 2005; Silva *et al.*, 2007; Montagna *et al.*, 2012a; Montagna *et al.*, 2012b; Zimmermann *et al.*, 2020; Britto, 2021). As UCs de Proteção Integral adotam uma abordagem mais restritiva quanto ao uso dos recursos ambientais, quando comparadas às UCs de Uso Sustentável, permitindo apenas atividades de uso indireto, como pesquisa científica, educação ambiental e turismo ecológico (Brasil, 2000), contribuindo, assim, para a redução das atividades antrópicas nessas regiões, o que repercute positivamente na preservação das espécies abrigadas nelas, ainda que não sejam raros os casos de atividades ilegais em áreas protegidas (Prasniewski *et al.*, 2022).

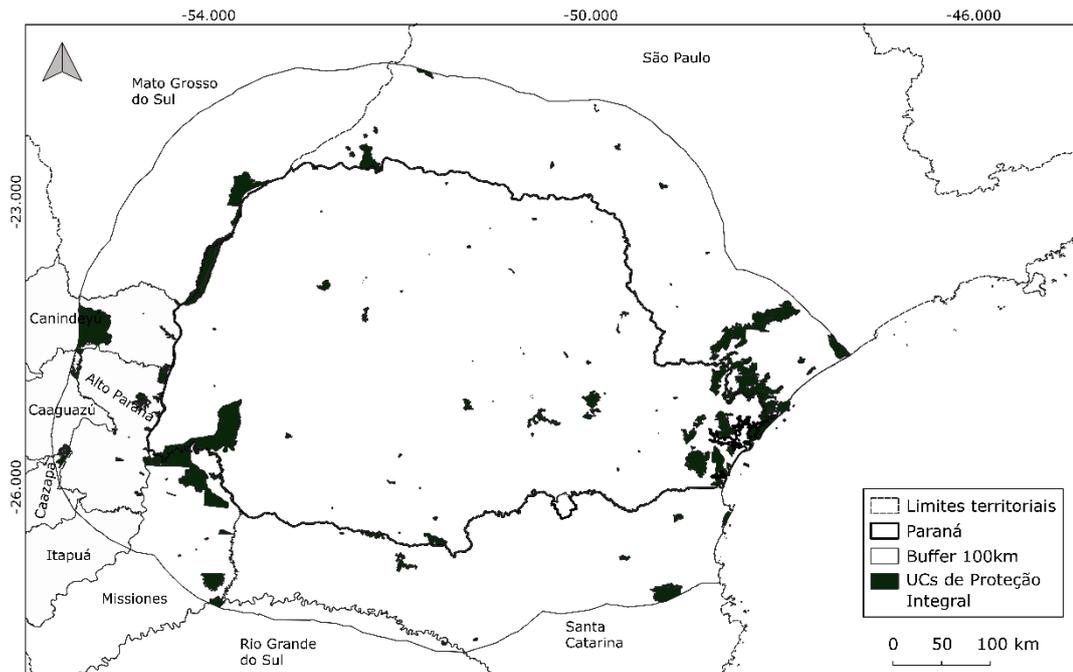


Figura 8. Primeiro cenário de modelagem contendo as Unidades de Conservação de Proteção Integral da área de estudo, limites territoriais do estado do Paraná, *buffer* de 100 km a partir do estado do Paraná e limites territoriais dos estados brasileiros, departamentos paraguaios e província argentina incluídos no *buffer*.

Segundo cenário

O segundo cenário engloba as UCs de Proteção Integral e as de Uso Sustentável, abrangendo as mesmas regiões do cenário um, tanto no Brasil, quanto nos países vizinhos. Essa análise abrange um total de 479 Unidades de Conservação (UCs) quando consideramos a área de *buffer* (Figura 3), enquanto há 322 UCs quando limitadas ao estado do Paraná e mescladas. Optou-se por mesclar as feições menores contidas em feições maiores, evitando assim que os corredores apresentassem pontos de partida ou chegada redundantes, ou seja, associados a outras feições.

As categorias presentes no cenário são: Área Especial de Interesse Turístico, Área de Preservação Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Estadual, Floresta Nacional, Reserva de Desenvolvimento Sustentável, Reserva Extrativista e Reserva Particular do Patrimônio Natural. Como observado nas unidades de Proteção Integral, a maioria dessas áreas são de domínio público, exceto APAs e ARIEs, que podem ser privadas, e RPPNs, que são exclusivamente privadas (Brasil, 2000).

Mesmo que o gerenciamento das unidades de Uso Sustentável permita que haja exploração de seus recursos ambientais de forma sustentável e ocupações humanas tanto de populações tradicionais (FES, FLONA, RESEX e RDS) quanto do

restante da comunidade (APA e, em alguns casos, ARIE), e que essas características podem ser agravantes na qualidade do hábitat dentro dessas áreas, optamos por contemplar essas UCs no segundo cenário por considerarmos a importância que esses fragmentos possuem, tanto como hábitats, quanto para o fluxo de indivíduos.

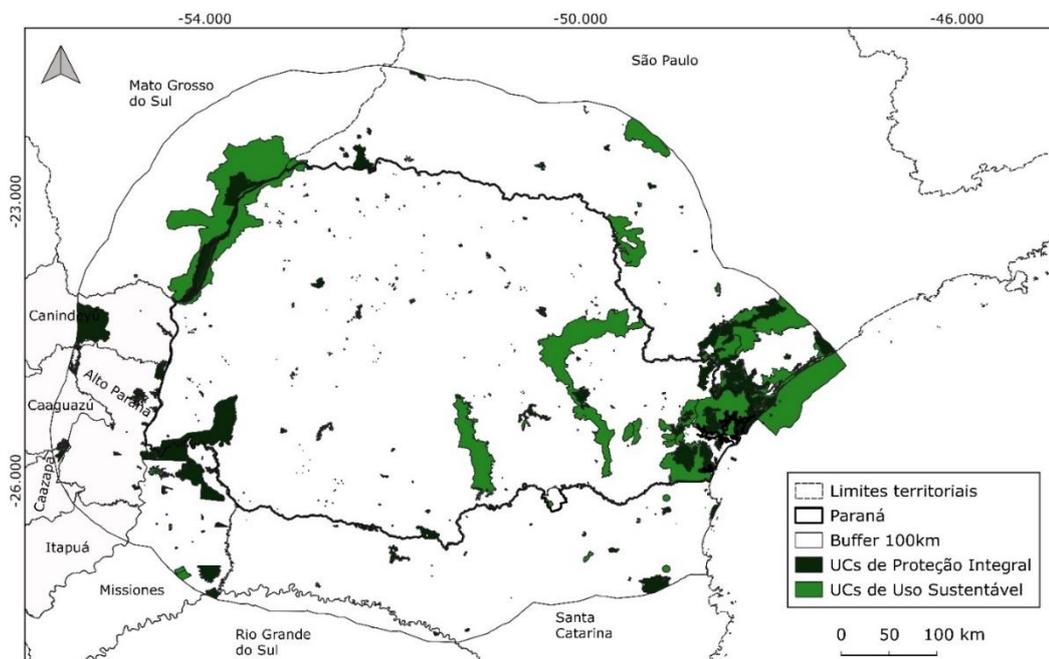


Figura 9. Mapa do segundo cenário de modelagem contendo as Unidades de Conservação de Proteção Integral e Uso Sustentável da área de estudo, limites territoriais do estado do Paraná, *buffer* de 100 km a partir do estado do Paraná e limites territoriais dos estados brasileiros, departamentos paraguaios e província argentina incluídos no *buffer*.

Terceiro cenário

O terceiro cenário engloba as categorias citadas anteriormente e demais fragmentos, maiores que 500 hectares (ha), inseridos no *buffer* de 100 km, que somam 1300 fragmentos para a modelagem de corredores (Figura 4), e 621 fragmentos apenas nos limites do Paraná.

Ainda que a extensão da área não deva ser o único fator a ser considerado (Fahrig, 2003) e nem sempre é o fator delimitante de riqueza (Silva & Porto, 2007; Souza, Costa & Louzada, 2008), a escolha desse limite de tamanho está alinhada com estudos que destacam a importância de áreas com extensão significativa para sustentar populações viáveis de espécies e manter processos ecológicos fundamentais (Gascon *et al.*, 1999; Goodman & Rakotondravony, 2000; Boulinier *et al.*, 2001; Reis *et al.*, 2003; Santos *et al.*, 2007; Ramanho, Gaglianone & Oliveira, 2009).

Populações de catetos (*Pecari tajacu*) podem ser encontradas em áreas a partir de 50 hectares (Sowls, 1984; Judas & Henry, 1999; Keuroghlian, Eaton & Longland, 2004). Áreas a partir de 150 ha, até 530 ha conseguem comportar populações de antas (*T. terrestris*) (Medici, 1998; Rocha, 2001; Cañas, 2010) e acima de 200 hectares, macacos-prego (*Sapajus nigritus*) (Di Bitteti, 2001; Rímoli, Strier & Ferrari, 2008). Jaguatiricas (*L. pardalis*) têm uma área de vida média de 340 ha (Gonzales-Borrajó, López-Bao & Palomares, 2016), enquanto queixadas (*Tayassu pecari*) são encontradas em áreas acima de 1500 hectares (Fragoso, 1998; Carillo, Saenz & Fuller, 2002; Keuroghlian, Eaton & Longland, 2004). Ao optarmos por áreas acima de 500 hectares no terceiro cenário, buscamos contemplar fragmentos que podem suportar essas e outras espécies com áreas de vida maiores e, conseqüentemente, espécies que necessitam de menores áreas de vida.

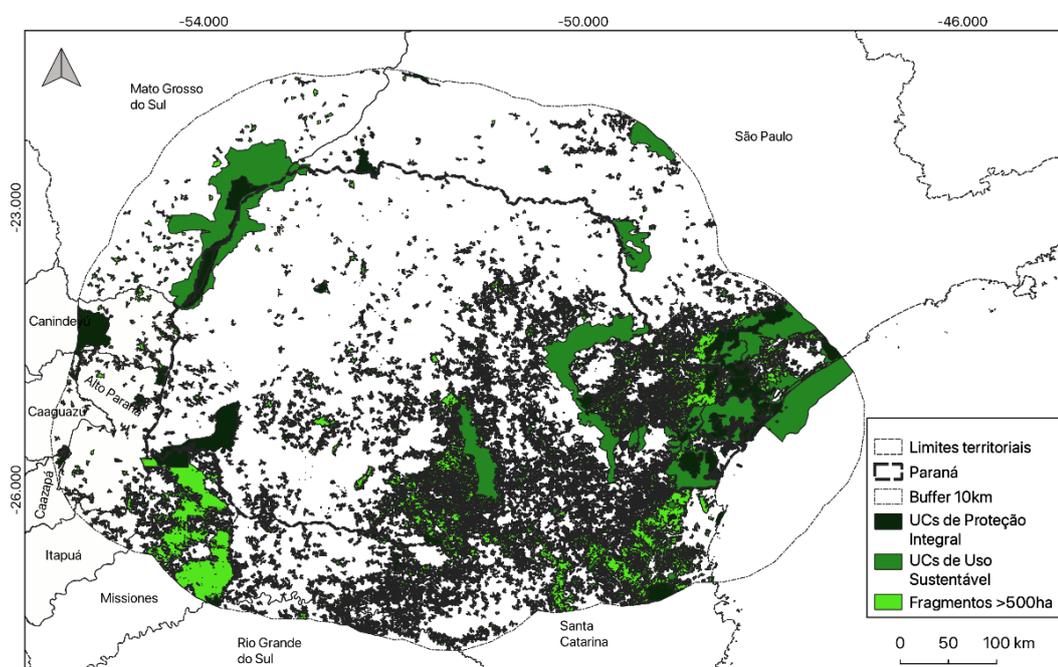


Figura 10. Mapa do terceiro cenário de modelagem contendo todos os fragmentos acima de 500 hectares na área de estudo, incluindo Unidades de Conservação de Proteção Integral e Uso Sustentável e demais fragmentos >500 ha; limites territoriais do estado do Paraná, *buffer* de 100 km a partir do estado do Paraná e limites territoriais dos estados brasileiros, departamentos paraguaios e província argentina incluídos no *buffer*.

Modelagem dos Corredores Ecológicos

Para modelar os corredores ecológicos, extraímos o centróide de cada fragmento escolhido (pontos) em cada cenário e, a partir dele, calculamos os caminhos de menor custo entre todos os pares de pontos (fragmentos escolhidos) em cada cenário e com base no *raster* de resistência, usando o *plugin* “Least-cost path - LCP” (<https://plugins.qgis.org/plugins/leastcostpath/> - FlowMap Group, 2018)

disponível no *software* QGIS (<https://qgis.org>). Para UCs compostas por mais de um fragmento florestal, considerou-se cada fragmento como um centroide, para que todos fossem conectados pelos corredores. Os pontos de partida e chegada dos corredores foram exclusivamente situados no estado do Paraná. No entanto, fragmentos externos aos limites do estado foram integrados como conexões com base na resistência de cada *pixel*. Isso foi feito enquanto se assegurava que os pontos iniciais e finais das trajetórias permanecessem dentro do Paraná, evitando possíveis equívocos ao considerar os fragmentos do *buffer* como pontos de partida ou chegada.

A modelagem de caminhos de menor custo, *Least-Cost-Path* em inglês, é uma técnica utilizada para encontrar o caminho mais eficiente entre dois pontos em um espaço geográfico. O processo envolve a criação de um modelo de superfície de custo, onde cada célula (*pixel*) no espaço geográfico possui um valor associado que representa o custo de atravessar essa área, baseado nas classes da matriz de resistência (Tabela 1; Figura 1). O LCP avalia diferentes rotas possíveis, calculando o custo acumulado ao longo de cada trajeto e escolhendo a rota com o menor custo total. Essa técnica é aplicada em diversas áreas, como planejamento urbano, gestão de recursos naturais, ecologia de paisagens, logística e outros campos onde a eficiência do percurso é um fator importante (Tang & Dou, 2023). Tais procedimentos fornecem informações valiosas para a tomada de decisões relacionadas ao planejamento e otimização de trajetos em ambientes geográficos complexos.

Para cada cenário obtivemos um conjunto de LCPs correspondente a uma matriz pareada (cenário 1: 65 x 65; cenário 2: 322 x 322; cenário 3: 621 x 621), onde todos os fragmentos fazem conexões entre si. Em seguida, somamos os corredores que cruzavam as mesmas células do *raster* de resistência, calculando a frequência de passagem em cada célula. Posteriormente, somamos a frequência de corredores em uma janela de 5km em torno de cada *pixel* (ferramenta *Moving Window*), formando assim corredores com a mesma área dos corredores propostos pela SEMA/IAT. Por fim, categorizamos essas frequências de cada célula de acordo com os cinco percentis: 0 (sem corredor), 25% (prioridade 1), 50% (prioridade 2), 75% (prioridade 3) e 100% (prioridade 4).

Resultados

Cenário 1: Unidades de Conservação de Proteção Integral

Corredores de prioridade 3 e 4 estão mais concentrados nas regiões leste, centro-leste e sul do Paraná, com ramificações no Norte Pioneiro, centro e leste e fora do Paraná, nos estados de Santa Catarina e São Paulo (Figura 5). No norte observa-se poucas ramificações com maior prioridade neste cenário, assim como no oeste, onde os corredores mais expressivos encontram-se próximos aos Parque Nacionais do Iguaçu e Ilha Grande, este último na fronteira com o Mato Grosso do Sul.

Esse corredor também é expressivo nos limites territoriais entre Paraná e São Paulo, passando pelo Parque Estadual Morro do Diabo, e entre Brasil e Paraguai, nos departamentos de Canindeyú e uma fração de Alto Paraná, adentrando o Paraná pela região de Foz do Iguaçu e criando conexões de alta prioridade por todo o estado. Também observa-se caminhos de prioridade 3 na porção leste de Santa Catarina, onde há a ligação do Refúgio de Vida Silvestre Campos de Palmas e os Parques Nacional Guaricana e Estadual Boguaçu, no Paraná, com a Estação Ecológica Bracinho e a Reserva Biológica Sassafrás, em Santa Catarina. Os corredores de prioridades 3 e 4 se apresentam próximos uns aos outros, intercalando-se em diversas regiões.

Corredores de prioridades 1 e 2 podem ser vistos em diferentes partes do mapa, mas concentram-se, em especial, na região norte do Paraná e em conexões pelo oeste de Santa Catarina, por São Paulo e Argentina. Já as áreas mais expressivas em relação à falta de corredores estão, principalmente, nas regiões oeste, sudoeste e central do estado.

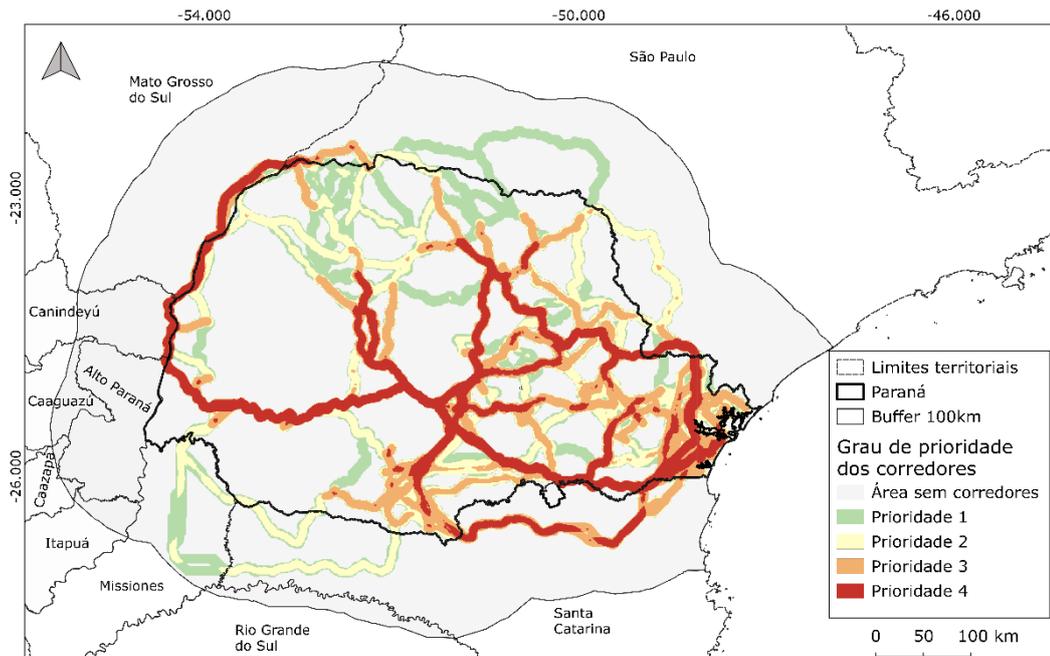


Figura 11. Corredores ecológicos conectando as UCs do primeiro cenário de modelagem dentro da área de estudo, que inclui o estado do Paraná e o *buffer* de 100 km. Em verde, corredores de prioridade 1; em amarelo, prioridade 2; em laranja, prioridade 3 e em vermelho, prioridade 4. Esse cenário inclui 65 UCs de Proteção Integral, todas ligadas entre si (65 x 65) a partir da metodologia *Least Cost Path*.

Cenário 2: Unidades de Conservação de Proteção Integral e Uso Sustentável

No segundo cenário, com o acréscimo das UCs de Uso Sustentável, foram criados novos caminhos para os corredores ecológicos, tanto em regiões já contempladas no cenário anterior, quanto em novas, que anteriormente continham poucos corredores (Figura 6). As maiores diferenças observadas nesse cenário estão nas regiões oeste, noroeste e norte do estado. Ainda, no extremo leste observa-se que caminhos quase totalmente de alta prioridade no primeiro cenário deram lugar para caminhos das prioridades mais baixas no segundo cenário de modelagem.

Por outro lado, nas regiões de Santa Catarina e Argentina, onde antes as prioridades eram baixas, caminhos de prioridades 3 e 4 foram modelados com a inclusão das novas Unidades de Conservação. O corredor expressivo que se inicia na fronteira com o Mato Grosso do Sul permaneceu no segundo cenário, com novos desdobramentos dentro e fora do Paraná. Por exemplo, na Argentina, a prioridade do caminho que cruza os Parques Nacional Iguazú e Provincial Urugua-ý saltou de 2, no

primeiro cenário, para 4, no segundo, e se tornou uma ramificação do corredor maior (Figura 6).

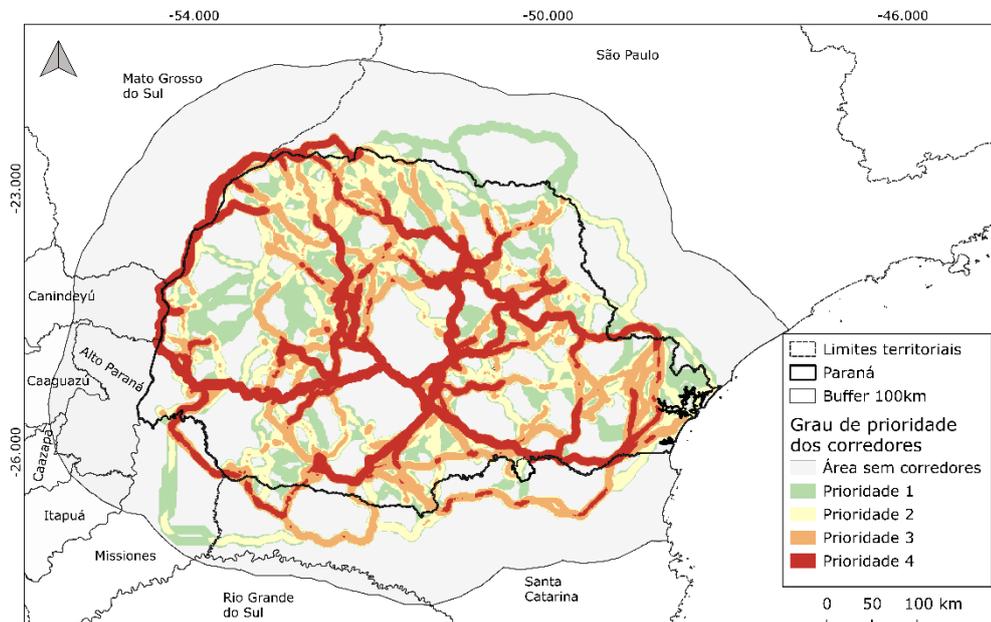


Figura 12. Corredores ecológicos conectando as UCs do segundo cenário de modelagem dentro da área de estudo. Nesse cenário, 322 UCs de Proteção Integral e Uso Sustentável foram ligadas entre si (322 x 322) a partir da metodologia *Least Cost Path*.

Cenário 3: Todos os fragmentos acima de 500 hectares (ha)

O corredor expressivo do oeste manteve-se, estando presente em todos os resultados obtidos, tornando-o significativo em relação à matriz de resistência. Da mesma forma, suas bifurcações observadas em direção ao sudeste, sul e norte do Paraná persistiram, com frequências de prioridade 3 e 4 (Figura 7).

A região noroeste, no entanto, passou a ter expressivamente corredores de prioridade 1, mudando o arranjo que a região apresentou no segundo cenário, assim como ocorreu com a porção central do estado, que passou a ter maior concentração de corredores de prioridade 3 e, especialmente, 4. A elevada concentração de fragmentos maiores de 500 ha nas porções central, sul e leste do estado do Paraná pode explicar o aumento de caminhos de alta prioridade nessas regiões, quando comparados com os cenários anteriores.

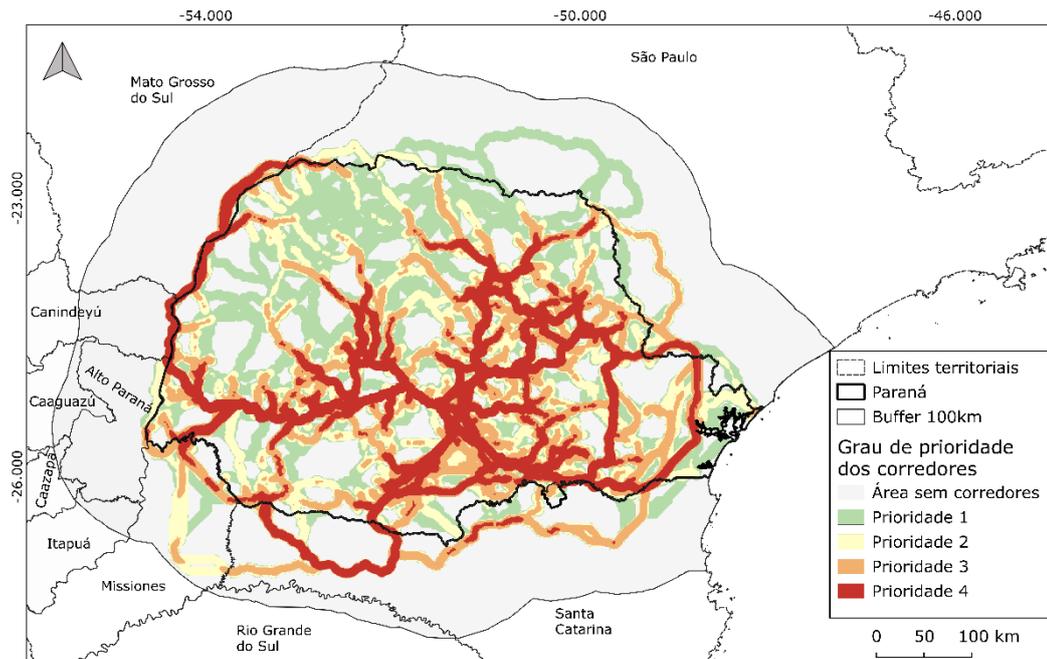


Figura 13. Corredores ecológicos criados no terceiro cenário, a partir das UCs de Proteção Integral e Uso sustentável e demais fragmentos acima de 500 hectares, dentro da área de estudo. Nesse cenário, 621 fragmentos acima de 500 ha foram ligados entre si (621 x 621) a partir da metodologia *Least Cost Path*.

Comparativo entre os cenários de modelagem

No comparativo entre os cenários modelados através da metodologia LCP e os corredores propostos pelos órgãos ambientais do Paraná, obtivemos 16 categorias de sobreposição. As regiões em cinza claro no mapa (Figura 8) correspondem às áreas por onde nenhum corredor foi modelado ou proposto. Em cinza escuro (categoria 1) são as Áreas Estratégicas para Restauração (AER), correspondendo a 21,89% da área do estado.

Na categoria 2 estão os corredores propostos apenas para a primeiro cenário, de Unidades de Conservação de Proteção Integral, correspondendo a 1,43% da área modelada. Em 3, estão os corredores do segundo cenário – todas as UCs -, com 2,4%; já a categoria 4 corresponde à modelagem no terceiro cenário, de todos os fragmentos acima de 500 hectares (6,83%).

Também calculamos as porcentagens de sobreposições entre as categorias dos três cenários entre si e entre os cenários e os corredores das AER. A sobreposição entre os corredores AER com os modelados no primeiro cenário (categoria 5) corresponde a 2,44%, enquanto a sobreposição com o segundo cenário (6) equivale a 1,56% e com o terceiro (7), 2%.

Ao retirarmos as AER do comparativo, obtivemos as sobreposições 11,18%

entre as UCs de Proteção Integral e as de Uso Sustentável (cenários 1 e 2), 5,66% entre Proteção Integral e Todos os Fragmentos (cenários 1 e 3), e 1,12% entre Uso Sustentável e Todos os Fragmentos (cenários 2 e 3), demonstrados, respectivamente, nas categorias 8, 9 e 10 do mapa (Figura 8).

Comparando mais de dois cenários simultaneamente, os sobreposições foram de 1,33% para as AER + Proteção Integral + Uso Sustentável (categoria 11), 8,97% entre AER + Proteção Integral + Todos os Fragmentos (12), 4,84% entre AER + Uso Sustentável + Todos os Fragmentos (13), 15,57% para Proteção Integral + Uso Sustentável + Todos os Fragmentos (14) e 12,78% na comparação entre o modelo das AER com os três cenários de modelagem (15).

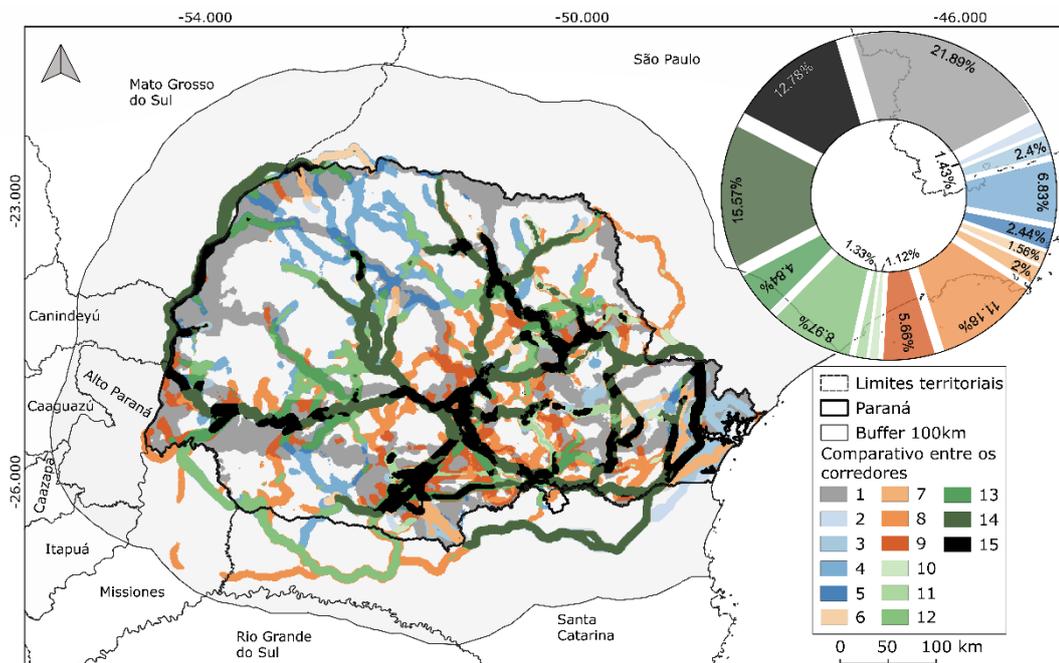


Figura 14. Comparativo entre os cenários de modelagem LCP e as Áreas Estratégicas para Restauração (SEMA/IAT); 1 = (Áreas Estratégicas para Restauração) AER; 2 = (Proteção Integral) PI; 3 = (Uso Sustentável) US; 4 = TODOS (os Fragmentos); 5 = AER + PI; 6 = AER + US; 7 = AER + TODOS; 8 = PI + US; 9 = PI + TODOS; 10 = US + TODOS; 11 = AER + PI + US; 12 = AER + PI + TODOS; 13 = AER + US + TODOS; 14 = PI + US + TODOS; 15 = AER + PI + US + TODOS.

Discussão

A área modelada na proposta das Áreas Estratégicas para a Restauração equivale a 21,89% (Figura 8), com corredores pensados de forma contínua, ligando todas as regiões do Paraná. Esses corredores tiveram como base alguns projetos anteriores, como o Projeto Paraná Biodiversidade, e os grandes rios que cortam o estado: Paranapanema, Paraná, Piquiri, Ivaí, Iguaçu e Tibagi (Muchailh *et al.*, 2023). No entanto, nossas simulações mostraram sobreposições baixas com o projeto, independentemente do cenário levado em consideração, tanto de forma individual (comparativos 5, 6 e 7) quanto em conjunto (comparativo 15), caracterizadas por corredores disjuntos ao invés de corredores contínuos, como o plano das AER sugere. O comparativo 15 (em preto) mostra sobreposições importantes, que demonstram a congruência entre os cenários modelados pelo menor custo (*Least-Cost-Path*) e as áreas propostas pelos órgãos ambientais paranaenses, indicando que o desenho das AER conta com porções que passam por matrizes mais favoráveis para o deslocamento da fauna (Figuras 1 e 4), apesar de a metodologia utilizada no estudo não considerar a resistência da matriz (Muchailh *et al.*, 2023).

Em uma possível revisão do plano das AER, é fundamental considerar essas regiões como potenciais corredores ecológicos, pois apresentam condições vegetativas propícias para facilitar o deslocamento da fauna. Além disso, oferecem a vantagem de redução tanto nos custos financeiros associados à implementação dos corredores ecológicos quanto no tempo necessário para tal. Isso se deve ao fato de que as áreas a serem restauradas são menos extensas em comparação com aquelas localizadas no norte ou noroeste do estado, por exemplo. Dessa forma, parece ser mais vantajoso priorizar regiões onde a matriz já favorece essa iniciativa, em vez de investir na restauração completa de áreas dominadas por matriz agrícola e/ou de pastagem. Essa abordagem permite uma implementação mais rápida, atendendo às demandas políticas, econômicas e ambientais.

Os Parques Nacionais de Ilha Grande e do Iguaçu se mostraram essenciais para a modelagem do corredor noroeste-oeste desde o primeiro cenário de modelagem LCP, assim como os fragmentos acima de 500 ha (Figuras 1 e 4). Esse corredor e suas bifurcações por todo o estado compõem a maior porcentagem de sobreposição observada, 15,57% (Figura 8), composta por todos os três cenários de modelagem LCP (comparativo 14), criando conexões em todas as regiões do Paraná

e fora do estado, em Santa Catarina, São Paulo, no Paraguai e na Argentina. Esses resultados demonstram a importância dos fragmentos citados e acendem o alerta da necessidade de proteção legal dos remanescentes florestais paranaenses.

O maior remanescente de Mata Atlântica do interior do Paraná é o Parque Nacional do Iguaçu (Ribeiro *et al.*, 2009), enquanto as outras Unidades de Conservação de Proteção Integral estão localizadas especialmente no leste do estado, revelando a lacuna de áreas protegidas desta categoria no interior do estado (Figura 2). A modelagem de corredores considerando apenas as UCs de Proteção Integral, portanto, pode comprometer a conectividade funcional dos fragmentos mais distantes, considerando a escassez destes. Em outras palavras, ainda que implementado um corredor, a distância necessária para ligar dois fragmentos pode ser tão grande que alguns grupos de animais podem não utilizá-lo efetivamente (Doerr, Doerr & Davies, 2010). No entanto, a inclusão das UCs de Uso Sustentável e de outros fragmentos com mais de 500 hectares no segundo e terceiro cenários, respectivamente, aumentou a frequência dos corredores LCP simulados, criando rotas alternativas para a movimentação da fauna, especialmente os vertebrados terrestres, foco deste estudo.

Outro ponto a ser discutido é o tamanho dos remanescentes florestais na escolha de regiões prioritárias para a restauração e conservação. Fragmentos grandes são priorizados pelo fato da importância de áreas com maiores extensões para sustentar populações viáveis (Gascon *et al.*, 1999; Goodman & Rakotondravony, 2000; Boulinier *et al.*, 2001; Reis *et al.*, 2003; Santos *et al.*, 2007; Ramanho, Gaglianone & Oliveira, 2009). Já os fragmentos pequenos sofrem mais com variações microclimáticas (Tomimatsu & Ohara, 2004) e com a perda da área central devido aos efeitos de borda mais destacados (Santos *et al.*, 2018), podendo se tornar predominante ou completamente compostos por hábitat de borda (Juvanhol *et al.*, 2011). Porém, a extensão não é sempre o fator delimitante de riqueza (Silva & Porto, 2007; Souza, Costa & Louzada, 2008) e os pequenos fragmentos podem ser relevantes porque aumentam a heterogeneidade da matriz (Baum *et al.*, 2004; Ribeiro *et al.*, 2009), fornecem abrigo temporário e alimentação para a fauna (Santos Junior *et al.*, 2016) e podem funcionar como *stepping stones* (pontes ou trampolins ecológicos) para espécies com facilidade de movimentação entre a matriz circundante aos fragmentos (Saura & Rubio, 2010; Saura, Bodin & Fortin, 2014). Mesmo quando a conexão direta não é possível, pequenos fragmentos destacam-se como

representações significativas da paisagem natural (Baum *et al.*, 2004) e quando estão próximos a fragmentos maiores transformam a conectividade em um elemento tão importante quanto o tamanho (Metzger, 2000; Martensen *et al.*, 2008). Nesse sentido, tanto os 621 fragmentos acima de 500 hectares, inclusive os que não são áreas protegidas, quanto as 102 Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) e outras oito Unidades de Conservação menores de 50 hectares demonstraram ter grande importância para a conectividade e a formação de corredores ecológicos.

Em relação aos fragmentos não protegidos legalmente, a transformação de fragmentos em Unidades de Conservação é de grande importância no âmbito ambiental e pode ser um incentivo para os municípios no âmbito econômico. O projeto das AER apresenta como um de seus objetivos a possibilidade de pagamento de ICMS Ecológico para municípios com áreas potenciais para a criação de Unidades de Conservação (Muchailh *et al.*, 2023). O Paraná foi o primeiro estado a instituir essa ferramenta (Paraná, 1991), que consiste no pagamento de uma porção da arrecadação do ICMS pelo estado aos municípios de acordo com o desempenho destes em indicadores ambientais (Mattar, 2023), e hoje 18 estados também utilizam estratégias parecidas (Busch *et al.*, 2021). Um exemplo da arrecadação do ICMS Ecológico são os municípios limítrofes ao Parque Nacional do Iguaçu, na região oeste do Paraná, que em 2021 receberam 29 milhões de reais como pagamento por terem o Parque em seus limites territoriais (IAT, 2022). Tanto municípios com outras fontes de receitas quanto, e especialmente, os que possuem áreas extensas em bom estado de conservação, mas com pouca atividade industrial e/ou agropecuária, podem se beneficiar desse instrumento de política pública (Estades, 2003; Paiva *et al.*, 2014; Aguirre *et al.*, 2016). Em acréscimo, a implementação de corredores ecológicos que liguem essas Unidades de Conservação também aumenta a superfície de áreas protegidas (Sousa, Nakajima & Oliveira, 2011), aumentando, portanto, a arrecadação de ICMS Ecológico pelos municípios, complementando as necessidades ambientais com a arrecadação de receita e desenvolvimento econômico.

Estudos anteriores destacaram que áreas com cobertura vegetal mais extensa e/ou uma diversidade de espécies mais elevada são prioritárias para a criação de corredores ecológicos (De Matteo *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2018; De Matteo *et al.*, 2023). Essas descobertas corroboram com os resultados de nossa pesquisa, enfatizando a importância de identificar regiões com alta diversidade de espécies e presença de espécies endêmicas para direcionar esforços de conservação e

restauração. Além disso, a inclusão de fragmentos em territórios adjacentes ao estado do Paraná revelou-se crucial (ver Figuras 5, 6 e 7), pois essa estratégia facilita o intercâmbio genético entre populações de diferentes regiões, destacando que os limites territoriais são construções humanas. Todavia, a realização efetiva dessas conexões requer cooperação e apoio político entre os territórios envolvidos, reconhecendo a importância da conectividade dos habitats para a sustentabilidade das comunidades ecológicas no futuro.

Para uma efetiva proteção e conservação da biodiversidade e manutenção da resiliência dos ecossistemas é fundamental analisar detalhadamente a paisagem para propor estratégias específicas para a conservação e interconexão de fragmentos de habitats naturais, como é o caso da Mata Atlântica, que é muito fragmentada (Ribeiro *et al.* 2009). O estudo sobre a influência da matriz sobre a atividade da fauna de fragmentos florestais é importante porque possibilita que decisões sejam tomadas a partir do ponto de vista em que a conectividade da fauna seja o centro da discussão, ainda que em um primeiro momento a implantação de corredores ecológicos contínuos, que interliguem todas as regiões do estado, não seja possível de ser realizada, como propõe o estudo sobre as AER. Estratégias que incorporem corredores disjuntos precisam ser discutidas, já que a degradação centenária da Mata Atlântica não pode ser remediada de forma imediata, e utilizar todos os remanescentes do bioma nessas estratégias é uma das formas de mitigar os efeitos que a falta de conectividade tem sobre a biodiversidade.

Referências bibliográficas

- Aguirre, J.L., Nogueira, V., Stefanello, P.R., Fernandes, A.M., Silva, F.F. (2016). A aplicabilidade do ICMS Ecológico nos municípios paranaenses. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental* **20**(1), 148-161.
- Alvarenga, G.C., Ramalho, E.E., Baccaro, F.B., Rocha, D.G., Ferreira-Ferreira, J. & Bobrowiec, P.E.D. (2018). Spatial patterns of medium and large size mammal assemblages in várzea and terra firme forests, Central Amazonia, Brazil. *PLoS ONE* **13**(5)
- Argentina (2003). *Sistema Federal de Areas Protegidas*. Acuerdo Macro. Buenos Aires, 20 de março de 2003.
- Arruda, M.B. (2004). *Corredores ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil*. Brasília, Edições IBAMA.
- Brasil (2012). Casa Civil. **Novo Código Florestal Brasileiro**. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.
- Brasil (1988). Constituição Federal. **Capítulo VI – DO MEIO AMBIENTE, Art. 225**.
- Brasil (2000). **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC**. Decreto nº 9.985. Brasília – DF. Câmara dos Deputados.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (2020). *Dados geoespaciais de referência da Cartografia Nacional e dados temáticos produzidos no ICMBio*.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Sistema Informatizado de Monitoria de RPPN. *Reservas Particulares do Patrimônio Natural - RPPN – Paraná*.
- Brasil. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2020). *Contas de ecossistemas: o uso da terra nos biomas brasileiros: 2000-2018*. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Coordenação de Contas Nacionais. - Rio de Janeiro: IBGE, 2020.
- Brasil. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2022). *Malha Municipal*.
- Brasil. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2012). *Manual Técnico da Vegetação Brasileira - sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos*. Rio de Janeiro.
- Brasil. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Portal de Mapas. BC250 - Versão 2021.
- Brito, F. (2012). *Corredores ecológicos: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas*. Florianópolis, Editora UFSC. 2ª edição revista.

- Britto, S.L. (2021). As Unidades de Conservação Ambiental do Norte do Estado do Tocantins e sua Importância para a Biodiversidade da Região. *Uáquiri-PPGGEO* **3**(1), 75-93.
- Boulinier, T., Nichols, J.D., Hines, J.E., Sauer, J.R., Flather C.H. & Pollock, K.H. (2001). Forest Fragmentation and Bird Community Dynamics: Inference at Regional Scales. *Ecology* **82**(4), 1159–1169.
- Busch, J., Ring, I., Akullo, M., Amarjargal, O., Borie, M., Cassola, R.S., Cruz-Trinidad, A., Droste, N., Haryanto, J.T., Kasymov, U., Kotenko, N.V., Lhkagvadorj, A., De Paulo, F.L.M, May, P.H., Mukherjee, A., Mumbunan, S., Santos, R., Tacconi, L., Selva, G.V., Verma, M., Wang, X., Yu, L., & Zhou, K. (2021). A global review of ecological fiscal transfers. *Nature Sustainability* **4**, 756–765.
- Cain, M.L.; Bowman, W.D.; Hacker, S.D. (2013). *Ecologia*. 1. ed. Porto Alegre: Artmed.
- Cañas, L.F.S. (2010). *Uso do espaço e atividade de Tapirus terrestris em uma área do Pantanal Sul*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 68 p.
- Carrillo, E., Saenz, J.C. & Fuller, T.K. (2002). Movements and activities of whitelipped peccaries in Corcovado National Park, Costa Rica. *Biological Conservation* **108**, 317-324.
- Carvalho, A.C. (2022). *Fatores que Influenciam o uso do Hábitat Pelo Tapiti (Sylvilagus brasiliensis) em uma das Maiores Províncias Minerárias do Mundo*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais.
- Ceballos, G.; Ehrlich, P.R.; Raven, P.H. (2020). Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **117**(24), 13596-13602.
- Churko, G. (2016). *Evaluating the landscape connectivity of five amphibian species using circuit theory*. Masters Thesis, Swiss Federal Institute of Technology Zurich.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente (1996). *Aprova como parâmetro básico para análise dos estágios de sucessão de vegetação de restinga para o Estado de São Paulo, as diretrizes constantes no anexo da Resolução*. Resolução CONAMA nº 7, de 23 de Julho de 1996.
- Costa, R.S.C. (1998). Poda em cafeeiro Robusta. *Recomendações Técnicas Embrapa*. **9**. 1-5.
- Dennis, R.L.H., Dapporto, L., Dover, J.W. & Shreeve, T. (2013). Corridors and barriers in biodiversity conservation: a novel resource-based habitat perspective for butterflies. *Biodivers Conserv* **22**, 2709–2734.
- DeMatteo, K.E., Rinas, M.A., Zurano, J.P., Selleski, N., Schneider, R.G., Argüelles, C.F. (2017). Using niche-modelling and species-specific cost analyses to determine a multispecies corridor in a fragmented landscape. *PLoS ONE* **12**(8), e0183648.

- DeMatteo, K.E., Escalante, O.M., Alegre, D.M.I., Rinas, M.A., Sotorres, D., Argüelles, C.F. (2023). A multispecies corridor in a fragmented landscape: Evaluating effectiveness and identifying high-priority target areas. *PLoS ONE* **18**(4), e0283258.
- Di Bitteti, M.S. (2001). Home-range use by the tufted capuchin monkey (*Cebus apella nigrurus*) in a subtropical rainforest of Argentina. *Journal of Zoology* **253**, 33-45.
- Doerr, E.D., Doerr, V.A.J. & Davies, M. (2010). Does structural connectivity facilitate dispersal of native species in Australia's fragmented terrestrial landscapes? CEE protocol 08–007 (SR 44). *Collaboration Environ Evid.* **8**.
- Driezen, K., Adriaensen, F., Rondinini, C., Doncaster, C.P., Matthysen, E. (2007). Evaluating least-cost model predictions with empirical dispersal data: A case-study using radiotracking data of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Ecol. Modell.* **209**, 314–322
- Elbroch, L.M., Saucedo, C. & Wittmer, H.U. (2010) Swimming by pumas (*Puma concolor*) in Patagonia: rethinking barriers to puma movement. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* **45**(3), 187-190
- Environmental Systems Research Institute, Inc. (1998). *ESRI Shapefile Technical Description*. ESRI White Paper.
- Estades, N. P. (2003). O Litoral do Paraná: entre a riqueza natural e a pobreza social. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 8, 25-41.
- Estrada, C.G., Damon, A., Hernández, C.S., Pinto, L.S. & Núñez, G.I. (2006). Bat diversity in montane rainforest and shaded coffee under different management regimes in southeastern Chiapas, Mexico. *Biological Conservation* **132**(3), 351-361.
- Ewart, H.E., Pasqualotto, N., Paolino, R.M., Jensen, K., Chiarello, A.G. (2024). Effects of anthropogenic disturbance and land cover protection on the behavioural patterns and abundance of Brazilian mammals. *Global Ecology and Conservation* **50**, e02839.
- Fahrig, L. (2002). Effect of hábitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecol. Appl.* **12**, 346–53.
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **34**, 487-515.
- Fahrig, L. & Rytwinski, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: An empirical review and synthesis. *Ecology and Society* **14**(1).
- Fragoso, J.M.V. (1998). Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the northern Brazilian Amazon. *Biotropica* **30**, 458- 469.
- Fundação SOS Mata Atlântica (2021). *Desmatamento Da Mata Atlântica Cresce em Dez Estados*.
- Fundação SOS Mata Atlântica (2022). *Minas Gerais, Bahia, Paraná e Mato Grosso do Sul Concentram os Dez Municípios que mais Desmataram a Mata Atlântica entre 2020 e 2021*.

Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2019). *Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica*. Relatório Técnico. Período 2017-2018. São Paulo.

Gascon, C., Lovejoy, T.E., Bierregaard Jr., R.O., Malcolm, J.R., Stouffer, P.C., Vasconcelos, H.L., Laurance, W.F., Zimmerman, B., Tocher, M. & Borges, S. (1999). Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* **91**, 223-229.

Gaynor, K.M., Hojnowski, C.E., Carter, N.H., Brashares, J.S. (2018). The influence of human disturbance on wildlife nocturnality. *Science* **360**(6394), 1232-1235.

Gibbs, J.P. (2001). Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. *Biol. Conserv.* **100**, 15–20.

Giubbina, M.F., Martensen, A.C. & Ribeiro, M.C. (2018), Sugarcane and *Eucalyptus* plantation equally limit the movement of two forest-dependent understory bird species. *Austral Ecology* **43**, 527-533.

Gonzalez-Borrajo, N., López-Bao, J.V., & Palomares, F. (2016). Spatial ecology of jaguars, pumas, and ocelots: A review of the state of knowledge. *Mammal Review* **47**, 62–7

Goodman, S.M. & Rakotondravony, D. (2006). The effects of forest fragmentation and isolation on insectivorous small mammals (Lipotyphla) on the Central High Plateau of Madagascar. *Journal of Zoology* **250**(2), 193-200.

Grilo, C., Molina-Vacas, G., Fernández-Aguilar, X., Rodríguez-Ruiz, J., Ramiro, V., Porto-Peter, F., Ascensão, F., Román, J., & Revilla, E. (2018). Species-specific movement traits and specialization determine the spatial responses of small mammals towards roads. *Landscape and Urban Planning* **169**, 199-207.

Hatfield, J.H., Barlow, J., Joly, C.A., Lees, A.C., Parruco, C.H.F., Tobias, J.A., Orme, C.D.L. & Banks-Leite, C. (2019). Mediation of area and edge effects in forest fragments by adjacent land use. *Conservation Biology* **34**(2), 395-404.

IAT. *ICMS ecológico*. (2022). Disponível em: <https://www.iat.pr.gov.br/Pagina/ICMS-Ecologico-por-Biodiversidade>. Acesso em: mar/2024

Instituto Socioambiental. *Unidade de Conservação do Brasil*.

International Union for Conservation of Nature (2000). *Red List of Threatened Species*.

Itaipu Binacional. Parque Tecnológico de Itaipu (2023). *Departamentos del Paraguay*.

Judas, J.; Henry, O. (1999). Seasonal variation of home range of collared peccary in tropical rain forests of French Guiana. *Journal of Wildlife Management* **63**, 546-555.

Juvanhol, R.S., Fiedler, N.C., dos Santos, A.R., Pirovani, D.B., Louzada, F.L.R.O., Dias, H.M., Tebaldi, A.L.C. (2011). Análise Espacial de Fragmentos

Florestais: Caso dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, Estado do Espírito Santo. *Floresta e Ambient* **18**, 353–364.

Keuroghlian, A.; Eaton, D.P.; Longland, W.S. (2004). Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* **120**, 411-425.

Lyra-Jorge, M.C., Ribeiro, M.C., Ciocheti, G., Tambosi, L.R. & Pivello, V.R. (2010). Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *Eur J Wildl Res* **56**, 359–368.

Lopes, S.F., Schiavini, I., Vale, V.S., Prado Jr., J.A. & Arantes, C. (2012). Historical review of studies in seasonal semideciduous forests in Brazil: a perspective for conservation. *Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium* **2**(1), 21-40.

Martensen, A.C., Pimentel, R.G., Metzger, J.P. (2008). Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biol. Conserv.* **141**, 2184–2192

Martinelli, F.S. (2014). *Fragmentação florestal, perda de hábitat e ocorrência de primatas na Mata Atlântica*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 62 p.

Martins, G.I. (2017). Da região natural à biorregião: a natureza como fundamento para divisão do espaço geográfico. *Revista da Anpege* **13**, 42-72.

Mattar, E.A. (2023). *O ICMS ecológico por biodiversidade no estado do paraná: funcionamento, efetividade e potencialidades*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Gradua o em Engenharia Florestal - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Mcdonald, R.I., Kareiva, P. & Forman, R.T.T. (2008). The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation* **141**(6), 1695-1703.

McKinney, M.L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience* **52**(10), 883-890.

Mckinney, M.L. & Lockwood, J.L. (1999). Biotic Homogenization: A Few Winners Replacing Many Losers in the Next Mass Extinction. *Trends in Ecology & Evolution* **14**(11), 450-453.

Medici, P.E. (1998). *Biologia da Conserva o da Anta (Tapirus terrestris) no Parque Estadual do Morro do Diabo*. Instituto de Pesquisas Ecológicas IP : relatório do Projeto - não publicado. Teodoro Sampaio, São Paulo.

Melo, F.R. (2005). A Reserva Biológica Federal da Mata Escura e Sua Importância como Unidade de Conserva o para os Primatas do Médio Rio Jequitinhonha, Minas Gerais. *Neotropical Primates* **13**(1), 26-29.

- Metzger, J.P. (2000). Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecol. Appl.* **10**, 1147–1161
- Metzger, J. P. (2009). Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* **142**, 1138–1140, 2009.
- Montagna, T., Ferreira, D.K., Steiner, F., Silva, F.A.L.S., Bittencourt, R., Silva, J.Z., Mantovani, A. & Reis, M.S., (2012). A Importância das Unidades de Conservação na Manutenção da Diversidade Genética de Araucária (*Araucaria angustifolia*) no Estado de Santa Catarina. *Biodiversidade Brasileira* **2**(2), 17-24.
- Montagna, T., Ferreira, D.K., Steiner, F., Fernandes, C.D., Bittencourt, R., Silva, J.Z., Mantovani, A. & Reis, M.S. (2012). A Importância das Unidades de Conservação na Manutenção da Diversidade Genética de Xaxim (*Dicksonia sellowiana*) no Estado de Santa Catarina. *Biodiversidade Brasileira* **2**(2), 26-32.
- Muchailh, M.C., Pereira, G.H.A., Júnior, C.C., Wandembruck, A., Bastos, B., Santos, L.H.O, Deppe, F.A.C., Scharnik, M., Saboia, E.J., Santos, A.A. & Camargo, T.S. (2023). *Aprimoramento do Mapeamento de Áreas Estratégicas para a Conservação e Restauração da Biodiversidade no estado do Paraná.*
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **10**, 58-62.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**, 853-858.
- Ordeñana, M.A., Crooks, K.R., Boydston, E.E., Fisher, R.N., Lyren, L.M., Siudyla, S., Haas, C.D., Harris, S., Hathaway, S.A., Turschak, G.M., Miles, A.K., Van Vuren, D.H., (2010). Effects of urbanization on carnivore species distribution and richness. *Journal of Mammalogy* **91**(6), 1322–1331.
- Padilla, M. & Dowler, R.C. (1994). *Tapirus terrestris*. *Mammalian Species* **481**, 1–8.
- Paiva, A.L., Melo, J.O.F, Gonçalves, R.M.L., Brunozi-Júnior, A.C. (2014). Avaliação dos impactos dos critérios de distribuição do ICMS da Lei Robin Hood no Índice de Desenvolvimento Humano Municipal em Minas Gerais. *Revista Ambiente Contábil* **6**(1), 35-63.
- Paraguai (1994). *De Areas Silvestres Protegidas*. Ley 352 de 24 de maio de 1994.
- Paraná. Instituto Água e Terra (2023). *Dados e Informações Geoespaciais Temáticos*.
- Paraná. Instituto Água e Terra (2023). *Dados sobre as Unidades de Conservação*.
- Paraná. Lei complementar nº 59/1991. Dispõe sobre a repartição de 5% do ICMS, a que alude o art. 2º da lei nº 9.491/90, aos municípios com mananciais de abastecimento e unidades de conservação ambiental, assim como adota outras providências. *Diário Oficial do Paraná: Seção 1, ano 170, nº 3609, p. 3876, 1out. 1991.*
- Paraná, Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos/SEMA - *Projeto Paraná Biodiversidade: Verde que te quero verde* - 2009.

Parmesan, C. & Yohe, G. (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* **421**, 37–42.

Peiró, D.F., Semprebom, T.R., Silveira, R.A.D. & Haueisen, M.P. (2020). *Manguezais: estrutura, dinâmica e biodiversidade*. Instituto de Biologia Marinha Bióicos.

Porto-Peter, F., Molina-Vacas, G., Rodríguez-Ruiz, J. & Grilo, C. (2013). Effects of roads on spatial behaviour and abundance of small mammals: Gaps in knowledge. *Oecologia Australis* **17**(17), 63-76.

Prasniewski, V.M., Szinwelski, N., Bertrand, A.S., Martello, F., Brocardo, C.R., Cunha, J., Sperber, C.F., Viana, R., dos Santos, B.G., Fearnside, P.M. & Sobral-Souza, T. (2022). Brazil's Iguazu National Park threatened by illegal activities: predicting consequences of proposed downgrading and road construction. *Environmental Research Letters* **17**(2).

Primack, R. B., Rodrigues, E. (2001). *Biologia da Conservação*. Londrina, Editora Planta. 1ª edição.

Projeto MapBiomias. **Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**.

QGIS Documentation. *Dados raster*. Versão 3.28.

QGIS Python Plugins Repository. *Least-Cost Path*. 2018.

Reis, N.R., Barbieri, M.L.S., Lima, I.P. & Peracchi, A.L. (2003). O que é melhor para manter a riqueza de espécies de morcegos (Mammalia, Chiroptera): um fragmento florestal grande ou vários fragmentos de pequeno tamanho? *Rev. Bras. Zool.* **20**(2).

Rezende, C.L., Scarano, F.R., Assad, E.D., Joly, C.A., Metzger, J.P., Strassburg, B.B.N., Tabarelli, M., Fonseca, G.A. & Mittermeier, R.A. (2018). From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspect. Ecol. Conserv.* **16**, 208–214.

Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J. & Hirota, M.M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Conservation Biology* **42**, 1141-1153.

Rímoli, J.; Strier, K.; Ferrari, S. (2008). Seasonal and longitudinal variation in the behavior of free-ranging black tufted capuchins *Cebus nigritus* (Goldfuss, 1809) in a fragment of Atlantic Forest in Southeastern Brazil, pp. 130-146. In: Ferrari, S.F.; Rímoli, J. (Eds.) *A Primatologia no Brasil – 9*. Sociedade Brasileira de Primatologia, Aracaju.

Rocha, V.J. (2001). *Ecologia de mamíferos de médio e grande portes do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina (PR)*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Zoologia - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 131 p.

Rocha, L., Moreno, P., Ferreira, W., França J. S. & Callisto, M. (2005). *Importância de Unidades de Conservação na preservação da diversidade de macroinvertebrados*

bentônicos na bacia do Rio das Velhas (MG). In Anais do 7º Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu, Minas Gerais, Brasil.

Roderjan, C.V., Galvão, F., Kuniyoshi, Y.S. & Hatschbach, G.G.. (2002). As Unidades Fitogeográficas do Estado do Paraná, Brasil. *Ciência & Ambiente* **24**(1), 75-92.

Ronquim, C.C. (2010). **Queimada na colheita da cana-de-açúcar: impactos ambientais, sociais e econômicos**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 45p. 1ª edição. 1ª impressão (2010): versão digital.

Rosemberg, D.K.; Noon, B.R.; Meslow, C. (1997). Biological Corridors: Form, Function, and Efficacy. *BioScience* **47**(10), 677-687.

Santos, J.S., Leite, C.C.C., Viana, J.C.C., Santos, A.R., Fernandes, M.M., Souza Abreu, V., Nascimento, T.P., Santos, L.S., Moura Fernandes, M.R., da Silva, G.F., Mendonça, A.R. (2018). Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecol. Indic.* **88**, 414–424.

Santos, A.J. & Nogueira, A.S. (2007). Evolução da Política Florestal Paranaense a partir da Década de 90. *Revista Floresta* **37**(3), 409-426.

Santos, R.M., Vieira, F.A., Fagundes, M., Nunes, Y.R.F. & Gusmão, E. (2007). Riqueza e similaridade florística de oito remanescentes florestais no norte de Minas Gerais, Brasil. *Rev. Árvore* **31**(1).

Santos-Barrera, G. & Urbina-Cardona, J.N. (2011). The role of the matrix-edge dynamics of amphibian conservation in tropical montane fragmented landscapes. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **82**(2), 679-687.

Santos Junior, P.C.A., Marques, F.C., Lima, M.R., Anjos, L. (2016). The importance of restoration areas to conserve bird species in a highly fragmented Atlantic forest landscape. *Natureza & Conservação* **14**, 1-7.

Saura, S., Bodin, O. & Fortin, M. (2014). *Stepping stones* are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology* **51**, 171–182.

Saura, S., Rubio, L. (2010). A common currency for the different ways in which patches and links contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* **33**, 523–537.

Schäffer, W.B. & Prochnow, M. (2002). *A Mata Atlântica e Você*. Editora Apremavi.

Silva, F.L., Moreira, D.C., Ruiz, S.S. & Bochini, G.L. (2007). Avaliação da importância da unidade de conservação na preservação da diversidade de Chironomidae (Insecta: Diptera) no córrego Vargem Limpa, Bauru, Estado de São Paulo. *Acta Sci. Biol. Sci.* **29**(4), 401-405.

Silva, S. M. (1999). *Diagnósticos das restingas do Brasil*. In Anais do Workshop de Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação da Biodiversidade da Zona Costeira e Marinha, Porto Seguro, Bahia, Brasil.

- Sousa, R.M.C., Nakajima, N.Y. & Oliveira, E.B. (2011). ICMS Ecológico: instrumento de gestão ambiental. *Perspectiva* **35**(129), 27-43.
- Souza, B., Costa, R.I.F. & Louzada, J.N.C. (2008). Influência do Tamanho e da Forma de Fragmentos Florestais na Composição da Taxocenose de Crisopídeos (Neuroptera: Chrysopidae). *Arq. Inst. Biol.* **75**(3).
- Souza, Y.G., Cobel, J.L.P. & Silva, J.B. (2019). A mineração e suas consequências no município de Pedra Lavrada-PB: uma perspectiva da legislação ambiental. *Regne* **5**, 23-34.
- Sowls, L.K. (1984). *The peccaries*. Tucson, Arizona: The University of Arizona Press.
- Tang, Q., & Dou, W. (2023). An Effective Method for Computing the Least-Cost Path Using a Multi-Resolution Raster Cost Surface Model. *ISPRS International Journal of Geo-Information* **12**(7), 287.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos* **68**(3), 571–573.
- Teixeira, D.F., Ares-Pereira, G., Camarinha, C., Lima, C., Magalhães, A., Castro, G., Fonseca, C., Rosalino, L.M. (2023). Effect of anthropic disturbances on the activity pattern of two generalist mesocarnivores inhabiting Mediterranean forestry plantations. *Biodiversity and Conservation* **32**, 1251–1270.
- Tomimatsu, H., Ohara, M. (2004). Edge effects on recruitment of *Trillium camschatcense* in small forest fragments. *Biol. Conserv.* **117**, 509–519.
- Ullmann, W., Fischer, C., Kramer-Schadt, S., Pirhofer-Walzl, K., Glemnitz, M. & Blaum, N. (2020). How do agricultural practices affect the movement behaviour of European brown hares (*Lepus europaeus*)? *Agriculture, Ecosystems & Environment* **292**.
- Vieira, M., & Mendonça, Y.C.M. (2021). Desmatamento da Mata Atlântica paranaense: análise espacial para o período 2014 e 2019. *Revista Catarinense de Economia* **5**(1), 46-57.
- Whittington, J., C. C. St. Clair, & G. Mercer (2004). Path tortuosity and the permeability of roads and trails to wolf movement. *Ecology and Society* **9**(1), 4.
- Zimmermann, C.E., Branco, J.O., Marenzi, R.C. & Willrich, M.A.K. (2020). A importância de unidades de conservação na proteção de aves da floresta atlântica frente à fragmentação. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology* **24**(1), 8-26.