



Universidade Federal de Ouro Preto

Escola de Minas

Departamento de Engenharia Ambiental

Curso de Graduação em Engenharia Ambiental



Lara Alice Garcia Gimeno

Identificação de rotas potenciais de deslocamento do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) em cenários de adversidade ambiental na sede de Ouro Preto

Ouro Preto

2026

Lara Alice Garcia Gimeno

**Identificação de rotas potenciais de deslocamento do lobo-guará (*Chrysocyon
brachyurus*) em cenários de adversidade ambiental na sede de Ouro Preto**

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia
Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto
como requisito parcial para obtenção do título de
Engenheira Ambiental

Orientador: Prof. Livia Cristina Pinto Dias

Coorientador: Eng. Antônio Rodrigues
Ansaloni

Ouro Preto

2026

SISBIN - SISTEMA DE BIBLIOTECAS E INFORMAÇÃO

G491i Gimeno, Lara Alice Garcia.

Identificação de rotas potenciais de deslocamento do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) em cenários de adversidade ambiental. [manuscrito] / Lara Alice Garcia Gimeno. - 2026.

57 f.: il.: color., tab., mapa.

Orientadora: Profa. Dra. Lívia Cristina Pinto Dias.

Coorientador: Antônio Rodrigues Ansaloni.

Monografia (Bacharelado). Universidade Federal de Ouro Preto. Escola de Minas. Graduação em Engenharia Ambiental .

1. Impacto ambiental. 2. Migração Animal. 3. Corredores ecológicos. 4. Lobo-guará. I. Dias, Lívia Cristina Pinto. II. Ansaloni, Antônio Rodrigues. III. Universidade Federal de Ouro Preto. IV. Título.

CDU 502.17

Bibliotecário(a) Responsável: Soraya Fernanda Ferreira e Souza - CRB6/2322



FOLHA DE APROVAÇÃO

Lara Alice Garcia Gimeno

Identificação de rotas potenciais de deslocamento do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) em cenários de adversidade ambiental na sede de Ouro Preto

Monografia apresentada ao Curso de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto como requisito parcial para obtenção do título de Engenheira Ambiental

Aprovada em 29 de julho de 2026

Membros da banca

Profa. Dra. Lívia Cristina Pinto Dias - Orientadora (Departamento de Engenharia Ambiental - Universidade Federal de Ouro Preto)
Prof. Dr. César Falcão Barella - (Departamento de Engenharia Ambiental - Universidade Federal de Ouro Preto)
Eng. Manuela Aguilar - Engenheira Florestal

Profa. Lívia Cristina Pinto Dias, orientadora do trabalho, aprovou a versão final e autorizou seu depósito na Biblioteca Digital de Trabalhos de Conclusão de Curso da UFOP em XX/XX/XXXX



Documento assinado eletronicamente por **Livia Cristina Pinto Dias, PROFESSOR DE MAGISTERIO SUPERIOR**, em 06/08/2026, às 16:23, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site http://sei.ufop.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **1154465** e o código CRC **CB1A0FED**.

Agradecimentos

À UFOP, pela infraestrutura, corpo docente e oportunidade de formação ao longo destes anos.

À minha orientadora, Prof.^a Lívia, pela orientação e paciência essenciais para o desenvolvimento e estruturação deste trabalho. Ao meu coorientador, Eng. Antônio, cujo suporte e acompanhamento foram fundamentais para a conclusão desta pesquisa.

À funcionária Adriana, pela prestatividade e pelo apoio ao longo da minha trajetória acadêmica na instituição.

Aos meus pais e aos meus irmãos, pelo incondicional suporte financeiro, acadêmico e emocional prestado durante toda a graduação. A base que me forneceram foi indispensável para que eu chegasse até aqui.

Resumo

A fragmentação de habitats na Mata Atlântica e a ocorrência crescente de eventos climáticos extremos, como incêndios florestais e inundações, impõem desafios críticos à sobrevivência da fauna silvestre, inclusive na sede do município de Ouro Preto, Minas Gerais (MG). Este trabalho teve como objetivo identificar rotas potenciais de deslocamento para o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), adotado como espécie guarda-chuva para a conservação da biodiversidade terrestre regional. A metodologia fundamenta-se na análise da paisagem por meio de dados do MapBiomas (Coleção 10), na elaboração de um mapa de resistência ao deslocamento utilizando consulta a especialistas e o Processo Hierárquico Analítico (AHP) e na modelagem de caminhos de menor custo (*Least Cost Path*) em cenários de adversidade ambiental associados à ocorrência de incêndios florestais. Os resultados revelaram uma paisagem composta por 56 fragmentos de habitat potencial, totalizando 1.594,15 ha, dos quais, aproximadamente 70,6% concentram-se em um único remanescente contínuo e apenas 47% possuem proteção jurídica efetiva. A análise multicritério indicou maior influência do uso e cobertura do solo (66,7%) em relação à presença de vias (33,3%) na resistência ao deslocamento do lobo-guará. A ampliação da zona de influência do fogo de 100 m para 500 m aumentou a resistência da paisagem, reduziu a disponibilidade de áreas protegidas próximas aos focos de incêndio e ampliou a distância necessária para alcançar locais seguros, com rotas de menor custo variando de aproximadamente 99 m a 596 m. Além disso, foram identificados gargalos prioritários para conservação, especialmente em áreas de interface urbano-natural, onde medidas como restauração ecológica, manejo de pastagens, implantação de corredores ecológicos, cercamento e sinalização podem contribuir para reduzir os impactos dos incêndios sobre a conectividade da paisagem. Os resultados demonstram o potencial das geotecnologias como ferramenta de apoio ao planejamento territorial e à definição de estratégias para conservação da fauna frente ao aumento da frequência e intensidade dos incêndios florestais.

Palavras-chaves: Fragmentação de Habitat. Corredores Ecológicos. Conectividade Ecológica. Lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*). Rotas de Fuga. Caminhos de Menor Custo (LCP). Planejamento Territorial. Ouro Preto.

Abstract

Habitat fragmentation in the Atlantic Forest and the increasing occurrence of extreme climate events, such as wildfires and floods, pose critical challenges to wildlife persistence, including within the urban area of Ouro Preto, Minas Gerais State, Brazil. This study aimed to identify potential movement routes for the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), adopted as an umbrella species for regional terrestrial biodiversity conservation. The methodology was based on landscape analysis using MapBiomass Collection 10 data, the development of a movement resistance surface through expert consultation and the Analytic Hierarchy Process (AHP), and Least Cost Path (LCP) modeling under environmental disturbance scenarios associated with wildfires. The results identified a landscape composed of 56 potential habitat fragments, totaling 1,594.15 ha, of which approximately 70.6% were concentrated within a single continuous remnant, while only 47% were under effective legal protection. Multicriteria analysis indicated that land use and land cover exerted a greater influence (66.7%) on movement resistance than the road network (33.3%). Expanding the wildfire influence zone from 100 m to 500 m increased landscape resistance, reduced the availability of protected areas near wildfire hotspots, and increased the distance required for individuals to reach safe areas, with least-cost routes ranging from approximately 99 m to 596 m. In addition, priority bottlenecks for conservation were identified, particularly within urban–natural interface areas, where ecological restoration, pasture management, ecological corridor implementation, fencing, and environmental signage could contribute to mitigating wildfire impacts on landscape connectivity. These findings demonstrate the potential of geospatial technologies to support territorial planning and guide conservation strategies aimed at enhancing wildlife resilience under increasingly frequent and intense wildfire events.

Keywords: Habitat Fragmentation. Ecological Corridors. Ecological Connectivity. Maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*). Escape Routes. Least Cost Paths (LCP). Territorial Planning. Ouro Preto, Brasil.

Lista de Figuras

Figura 1: Localização do município e sede de Ouro Preto no estado de Minas Gerais.	22
Figura 2: Mapa de cobertura e uso do solo em 2023.	25
Figura 3: Áreas de proteção ambiental na sede de Ouro Preto.	26
Figura 4: Principais trechos viários na sede do município de Ouro Preto em 2023.	27
Figura 5: Frequência de fogo na sede do município de Ouro Preto nos anos de 1985-2025 ...	28
Figura 6: Pontos com maior frequência de fogo entre 1985 e 2025.	28
Figura 7: Áreas de proteção ambiental fora do risco imediato de 100m.....	29
Figura 8: Áreas de proteção ambiental fora do risco imediato de 500m.....	30
Figura 9: Fragmentos de habitat potencial.	32
Figura 10: Mapa de resistência ao deslocamento do lobo-guará na sede de Ouro Preto.	36
Figura 11: Mapa de resistência ao deslocamento considerando a zona de impacto do fogo de 100m.....	37
Figura 12: Mapa de resistência ao deslocamento considerando a zona de impacto do fogo de 500m.....	38
Figura 13: Custo acumulado considerando a zona de impacto do fogo de 100m.....	39
Figura 14: Custo acumulado considerando a zona de impacto do fogo de 500m.....	39
Figura 15: Rotas de fuga considerando a zona de impacto do fogo de 100m.....	40
Figura 16: Rotas de fuga considerando a zona de impacto do fogo de 500m.....	41
Figura 17: Cobertura e uso do solo nas rotas de menor custo considerando zona de impacto do fogo de 100m.	43
Figura 18: Cobertura e uso do solo nas rotas de menor custo considerando zona de impacto do fogo de 500m.	44

Lista de Tabelas

Tabela 1: tabela de referência para valores de comparação. (adaptado de Saaty, 1980)	31
Tabela 2: Graus de resistência média por classe de uso, cobertura e malha viária.	35
Tabela 3: Distância e custo acumulado de cada rota.....	41

Lista de Siglas

AHP: *Analytic Hierarchy Process* (Processo Hierárquico Analítico).

APA: Área de Proteção Ambiental.

APP: Área de Preservação Permanente.

CBMMG: Corpo de Bombeiros Militar de Minas Gerais.

DER-MG: Departamento de Estradas de Rodagem do Estado de Minas Gerais.

DNIT: Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes.

IDE-Sisema: Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Minas Gerais.

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IEF: Instituto Estadual de Florestas.

INPE: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

IUCN: União Internacional para a Conservação da Natureza (do inglês *International Union for Conservation of Nature*).

LCP: Caminho de Menor Custo (do inglês *Least Cost Path*).

MG: Minas Gerais

NT: Quase Ameaçada (do inglês *Near Threatened*).

PAN: Plano de Ação Nacional.

RPPN: Reserva Particular do Patrimônio Natural.

SER: *Society for Ecological Restoration*.

SIRGAS 2000: Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas.

TCC: Trabalho de Conclusão de Curso.

UC: Unidade de Conservação.

UFOP: Universidade Federal de Ouro Preto.

UTM: Universal Transverse Mercator.

VU: Vulnerável.

Sumário

Agradecimentos	3
Resumo	4
Lista de Figuras.....	6
Lista de Tabelas	7
Lista de Siglas.....	8
1. Introdução	11
2. Objetivos	14
2.1 Objetivo geral	14
2.2 Objetivos específicos	14
3. Revisão Bibliográfica.....	15
3.1 Perda de habitat.....	15
3.2 Efeito de borda.....	16
3.3 Nichos climáticos.....	17
3.4 Principais espécies ameaçadas	17
3.5 Espécie guarda-chuva	18
3.6 Conectividade ecológica	19
3.7 Corredores ecológicos.....	19
3.8 Funções Ecológicas.....	20
3.9 Restauração Ecológica	21
4. Metodologia	22
4.1 Local de Estudo	22
4.2 Definição da espécie alvo	23
4.3 Uso do solo e proteção ambiental no município	24
4.6 Modelagem de rotas prioritárias de deslocamento de fauna.....	27

5. Resultados	31
5.1 Fragmentos florestais	31
5.4 Modelagem de rotas prioritárias de deslocamento de fauna.....	34
5.5 Áreas prioritárias para conservação e manejo	42
6. Conclusão.....	45
7. Declaração sobre o uso de Inteligência Artificial	46
8. Referências Bibliográficas	47

1. Introdução

A crise ambiental contemporânea, impulsionada por um modelo de desenvolvimento que excede a capacidade de regeneração do planeta, atinge uma magnitude tal que a comunidade científica a caracteriza como a sexta extinção em massa, um evento de perda de biodiversidade sem precedentes, diretamente causado pela atividade humana (Ceballos et al., 2015). Indicadores como a Pegada Ecológica demonstram que a demanda por recursos naturais já ultrapassa em mais de 80% o que a Terra pode oferecer anualmente (Global Footprint Network, 2025). Esse processo é acelerado pelas mudanças climáticas, que intensificam eventos extremos como cheias, incêndios e secas, resultando na degradação e, conseqüentemente, na perda e fragmentação de habitats, principal vetor da erosão da biodiversidade.

Os efeitos das mudanças climáticas se manifestam de forma cada vez mais evidente em escala planetária, com impactos já observáveis sobre a distribuição das espécies, o funcionamento de ecossistemas e as sociedades humanas (Maxwell et al., 2015; Foden et al., 2018; Hughes et al., 2018; Arnell et al., 2019). Eventos extremos de precipitação e enchentes de rios vêm ocorrendo com maior frequência em um mundo mais quente (Arnell et al., 2019; Wasko et al., 2021). Incêndios de grande intensidade e difícil controle também se tornam mais comuns, com evidências de aumento global na frequência dos eventos de fogo mais extremos. (Aghakouchak et al., 2020; Cunningham et al., 2024).

Ao mesmo tempo, a avaliação de vulnerabilidade climática mostra que a capacidade adaptativa de muitas espécies silvestres é limitada, dependendo de atributos biológicos e ecológicos que nem sempre permitem acompanhar a rapidez das mudanças atuais (Fortini & Schubert, 2017; Foden et al., 2018; Razgour et al., 2019). A combinação entre exposição crescente a extremos, sensibilidade biológica e capacidade de adaptação restrita aumenta o risco de declínios populacionais e extinções, colocando em perspectiva a vulnerabilidade de espécies com menor capacidade de adaptação em comparação à humana (Butt et al., 2016; Foden et al., 2018; Thurman et al., 2020).

No Brasil, esse cenário de degradação é crítico nos biomas Cerrado e Mata Atlântica. Para o Cerrado, estudos indicam uma perda de 24,7 milhões de hectares de vegetação nativa entre 1985 e 2017, restando apenas cerca de 55% de sua distribuição original (Alencar et al., 2020). A Mata Atlântica apresenta um quadro ainda mais severo, mantendo apenas 20–30% de sua cobertura original, predominantemente em fragmentos pequenos (<50 ha) e isolados (Vancine et al., 2024). Essa fragmentação compromete a funcionalidade ecológica e isola populações, dificultando o deslocamento de espécies para áreas climaticamente mais adequadas (Scarano & Ceotto, 2015).

Inserido nesse contexto de pressão, o município de Ouro Preto (MG) assume extrema importância ecológica por situar-se em uma região de transição entre Mata Atlântica e Cerrado (Matschullat, 2011). Apesar de sua rica biodiversidade e endemismos, a paisagem local é marcada por uma intensa fragmentação de habitats, fruto de um histórico de mineração e

expansão urbana que degradam a conectividade local (Rosa et al., 2022). Tais impactos já demonstram reduzir a riqueza de mamíferos médios e grandes na região do Quadrilátero Ferrífero (Corrêa et al., 2021).

Para mitigar esses efeitos, a conectividade ecológica surge como um pilar central para a manutenção de ecossistemas saudáveis, uma vez que ela pode ser entendida como a capacidade da paisagem de facilitar o fluxo de organismos e de seus genes, isto é, o movimento efetivo da biodiversidade entre fragmentos e ao longo de gradientes ambientais, reduzindo o isolamento e permitindo dispersão, migração, colonização de novos habitats e manutenção do potencial adaptativo das populações (Rudnick et al., 2012; Auffret et al., 2015; Modica et al., 2021; Mu et al., 2025;).

Para materializar essa conectividade, os corredores ecológicos funcionam como instrumentos estratégicos de planejamento. Concebidos como "pontes verdes" que reconectam habitats isolados, eles permitem o livre deslocamento de espécies e o fluxo gênico. Frequentemente, a implementação desses corredores exige a aplicação da restauração ecológica, processo intencional que visa restabelecer integralmente a estrutura e função de ecossistemas degradados (*Society for Ecological Restoration* - SER, 2004), promovendo sistemas auto sustentáveis. Ao recuperar as funções ecológicas, a restauração torna-se uma ferramenta fundamental para fortalecer a resiliência climática, assegurando a sustentabilidade a longo prazo.

A ausência de conectividade entre os remanescentes florestais representa, portanto, uma barreira crítica para a adaptação e sobrevivência da biodiversidade local, já que a manutenção de fluxos de dispersão e a existência de corredores ecológicos são apontadas como estratégias centrais para permitir que espécies acompanhem o deslocamento de nichos climáticos no tempo (Scarano & Ceotto, 2015; Campos et al., 2019; Simonson et al., 2021; Diniz et al., 2023; Ferreira et al., 2023). Revisões apontam que ainda são poucos os projetos e estudos que incorporam explicitamente considerações de mudanças climáticas no desenho da conectividade e da restauração, mesmo em escala nacional ou regional (Scarano & Ceotto, 2015; Simonson et al., 2021).

Especificamente para a paisagem de Ouro Preto, trabalhos que integrem conectividade ecológica e restauração sob a ótica das mudanças climáticas são inexistentes, configurando uma lacuna preocupante em um contexto em que espécies locais, já pressionadas pela redução de seus territórios e pela perda de qualidade de habitat, terão que enfrentar o estresse climático com mobilidade reduzida e baixa probabilidade de rastrear condições climáticas favoráveis sem ações planejadas de restauração e conectividade (Scarano & Ceotto, 2015; Littlefield et al. 2019; Diniz et al., 2022).

A urgência dessa abordagem tornou-se evidente em 2024, quando o Cerrado e a Mata Atlântica sofreram queimadas recorde. De acordo com o BDQueimadas do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), mais de 228 mil km² de Cerrado foram queimados neste ano, da Mata Atlântica foram mais de 46 mil km². No mesmo ano, Ouro Preto registrou 324 incêndios, setembro foi o mês com mais registros com 81, sendo 34 em área urbana não

protegida e 20 em Unidades de Conservação (UC), de acordo com dados do Corpo de Bombeiros Militar de Minas Gerais (CBMMG). Essas queimadas que culminaram, no dia 5 de setembro, no registro de um lobo-guará circulando em áreas urbanas do município, provavelmente fugindo do fogo no Morro da Queimada (Itatiaia, 2024).

O lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), o maior canídeo silvestre da América do Sul, é típico de campos e savanas, mas atualmente enfrenta forte pressão humana. Embora seja característico de campos, Cerrado, Chaco e Pampas, tem sido registrado também em áreas de Mata Atlântica e em ecótonos floresta-campo (De Brasília, 2000; Marques & Fabián, 2013; Coelho et al., 2018; Orozco et al., 2022). Globalmente, a espécie é classificada como Quase Ameaçada (NT) pela União Internacional para a Conservação da Natureza (sigla em inglês IUCN), e como Vulnerável (VU) nas listas brasileiras e em vários estados (Marques & Fabián, 2013). Por ser um onívoro generalista, consome muitos frutos (especialmente a lobeira, *Solanum lycocarpum*) e pequenos vertebrados. Desse modo, é um importante dispersor de sementes, sendo até chamado de “semeador do Cerrado” (Marques & Fabián, 2013; Melo et al., 2017; Azevedo et al., 2025). As ações de conservação para o lobo-guará incluem o Plano de Ação Nacional (PAN-Lobo-guará) e materiais de educação ambiental. Estes materiais, apesar de ainda serem produzidos de forma parcial, são importantes para desmistificar crenças e ressaltar a relevância ecológica da espécie (Marques & Fabián, 2013; Melo et al., 2017; Martins et al., 2024).

Diante deste cenário, o presente trabalho tem como objetivo principal identificar potenciais rotas de deslocamento da espécie em cenários de adversidades ambientais, como incêndios florestais, considerando trajetórias de menor custo até a área de proteção ambiental mais próxima. Espera-se que os resultados possam subsidiar o planejamento territorial e a formulação de políticas públicas para a conservação ambiental dessa espécie no município.

2. Objetivos

2.1 Objetivo geral

Identificar potenciais rotas de deslocamento da espécie *Chrysocyon brachyurus* em cenários de adversidades ambientais, como incêndios florestais, considerando trajetórias de menor custo até a área de proteção ambiental mais próxima, visando subsidiar estratégias de conservação e planejamento territorial.

2.2 Objetivos específicos

- Mapear os fragmentos florestais da área de estudo e caracterizar sua distribuição espacial, tamanho, isolamento e proximidade entre remanescentes.
- Modelar potenciais rotas de fuga ou deslocamento da espécie entre áreas de proteção, utilizando técnica de caminho de menor custo (LCP).
- Discutir sobre a necessidade de áreas prioritárias para restauração florestal, criação de corredores ecológicos ou medidas preventivas, visando ampliar a resiliência da espécie-alvo frente a eventos extremos.

3. Revisão Bibliográfica

3.1 Perda de habitat

Um habitat é o conjunto de recursos e condições que permitem a ocupação, sobrevivência e reprodução de um organismo vivo, sendo específico para cada espécie (Stadtman & Seddon, 2018; Turlure et al., 2019; Janecke & Bolton, 2020). A perda de habitat ocorre quando essa área ecológica diminui ou se deteriora a ponto de criar condições desfavoráveis à sobrevivência ou reprodução, comprometendo a persistência populacional (Hanski, 2011; Veech, 2021). Essa redução pode ser causada pela conversão de áreas naturais em terras agrícolas, urbanização, mineração e outras atividades humanas que alteram ou destroem o ambiente original (Hanski, 2011; Leclère et al., 2020; Li et al., 2022). Além disso, essa perda de habitat não leva necessariamente à extinção imediata, porque algumas populações persistem por longos períodos abaixo do tamanho viável mínimo ou próximas do limiar de extinção (Krauss et al., 2010; Figueiredo et al., 2019). Esse desaparecimento tardio é chamado de débito de extinção (Kuussaari et al., 2009; Krauss et al., 2010; Figueiredo et al., 2019).

A fragmentação e a degradação do habitat também contribuem para a diminuição da biodiversidade ao afetar a conectividade e a qualidade do ambiente remanescente (Hanski, 2011). A proteção de áreas naturais pode apoiar a conservação diante da perda de habitat. Já a necessidade de decidir quanto proteger e onde indica que sua eficácia depende do contexto espacial e do desenho da conservação (Hanski, 2011; Powers & Jetz, 2019)

A paisagem de Ouro Preto e região passou por forte degradação desde o ciclo do ouro, com desmatamento, mineração e expansão urbana. Hoje, a perda e fragmentação de habitat continuam ligadas sobretudo à mineração, urbanização desordenada e turismo, mas há também importantes áreas protegidas que mantêm remanescentes florestais.

A perda de habitat em Ouro Preto é impulsionada por diversos fatores inter-relacionados. As atividades econômicas, como a mineração, a agropecuária, a expansão de infraestrutura e o turismo, destacam-se como os principais vetores de alteração física da paisagem, resultando na supressão de formações florestais e campos naturais (Silva et al., 2015; Azevedo, 2017; Silva et al., 2018; Silva et al., 2019). Paralelamente, a expansão urbana desordenada, caracterizada pela ocupação de áreas de risco, como encostas, e pela invasão de Áreas de Preservação Permanente (APPs) dentro do perímetro urbano, contribui para a redução da cobertura vegetal e compromete a estabilidade geológica do solo (Lucon, 2011; Azevedo, 2017). Adicionalmente, a gestão deficiente de atividades turísticas e ecoturísticas, manifestada pela abertura irregular de trilhas, pelo desmatamento e pela ocorrência de incêndios (em locais como Lavras Novas, Parque Natural Municipal das Andorinhas e Glauro), provoca a degradação de habitats em unidades de conservação e distritos de interesse turístico (Silva & Ribeiro, 2005; Machado & Alves, 2014; Cruz et al., 2016; Machado et al., 2021).

A área de estudo enfrenta significativas consequências ambientais. Observa-se a fragmentação de habitats com formas irregulares. Esta configuração prejudica a biodiversidade e potencializa os efeitos de borda (Silva et al., 2015). Os recursos hídricos e a qualidade da

água também estão comprometidos. Rios como o Maracujá e o Ribeirão Funil são afetados por diversos problemas, incluindo assoreamento, retificação de canais, poluição por esgoto e a mobilização de metais pesados, esta última associada à exposição do solo e atividades de mineração (Almeida, 2008; Rodrigues et al., 2008; Gomes & Filho, 2020; Ramos et al., 2025). Apesar da intensa pressão urbana, a fauna urbana ainda encontra refúgio; a manutenção de áreas verdes como jardins e praças no centro histórico contribui para uma maior riqueza de espécies de aves. Isso demonstra que pequenos fragmentos urbanos podem cumprir o papel de refúgios e "*stepping stones*" para a fauna (Bhakti et al., 2020).

A perda de habitat em Ouro Preto é histórica e continua associada à mineração, crescimento urbano e turismo mal planejado. Ao mesmo tempo, a presença de grandes áreas protegidas e de vegetação urbana cria oportunidades para manter conectividade ecológica, proteger recursos hídricos e conservar biodiversidade, desde que haja planejamento territorial, fortalecimento da gestão das UCs e controle mais rigoroso da expansão urbana e das atividades turísticas.

3.2 Efeito de borda

Efeito de borda é o conjunto de mudanças físicas e biológicas que ocorrem na faixa de transição entre o habitat fragmentado e a área ao redor, tornando a borda ecologicamente diferente do interior (Laurance et al., 2007; Didham, 2010). Em fragmentos com formas irregulares, aumenta a proporção de perímetro em relação à área, o que reduz a área de "núcleo" preservada e expõe mais organismos às condições de borda (Collinge, 1996; Didham, 2010).

A fragmentação com formas irregulares cria mais borda e menos interior contínuo, ampliando alterações de microclima, entrada de espécies da matriz, mudanças nas interações ecológicas e perda de habitat adequado para espécies sensíveis ao interior (Collinge, 1996; Ewers & Didham, 2005; Riera et al., 2025). Esse efeito não é uma linha exata, mas uma zona tridimensional de influência, cuja intensidade varia com a distância à borda, com o tipo de matriz e com o número de bordas próximas (Laurance et al., 2007; Didham, 2010). Por isso, fragmentos pequenos, recortados ou com cantos tendem a sofrer efeitos mais fortes, porque bordas múltiplas podem se somar e intensificar mortalidade, perda de biomassa e mudanças na composição das comunidades (Laurance et al., 2007).

Resumindo, efeito de borda é a alteração das condições ecológicas nas margens de um fragmento em relação ao seu interior; quando o habitat é dividido em fragmentos irregulares, aumenta-se o comprimento das bordas e diminui-se a área central, o que geralmente agrava impactos sobre a biodiversidade (Ewers & Didham, 2007).

3.3 Nichos climáticos

Nichos climáticos são o conjunto de condições climáticas, como temperatura, precipitação e sua variabilidade, em que uma espécie consegue sobreviver, crescer e manter populações ao longo do tempo. Em ecologia, isso se aproxima sobretudo do nicho grinnelliano/climático, usado para explicar distribuições geográficas e prever respostas a mudanças ambientais (Jackson et al., 2009; Di Marco et al., 2021).

O deslocamento de nichos climáticos no tempo não significa que a espécie “leva” seu nicho consigo, mas que a posição geográfica das condições climáticas adequadas muda com o aquecimento, com alterações em temperatura, chuva e sazonalidade (Jackson et al., 2009; Hällfors et al., 2023; Waheed et al., 2025). A literatura também mostra que o nicho observado em campo é o nicho realizado, moldado não só por clima, mas por interações bióticas, dinâmica populacional e, crucialmente aqui, limitações de dispersão e acessibilidade (Guisan et al., 2014; Di Marco et al., 2021; Zurell et al., 2024).

A formulação mais precisa é que espécies tendem a acompanhar espacialmente as condições climáticas às quais estão associadas, por dispersão, mudança de distribuição ou colonização de novas áreas (Tingley et al., 2009; Hällfors et al., 2023). Quando isso ocorre sem grande mudança do nicho realizado, fala-se em “*climate tracking*”, isto é, manutenção da associação climática ao longo do tempo apesar da mudança de lugar (Tingley et al., 2009; Zurell et al., 2024). Por isso, a falta de conectividade entre remanescentes pode impedir que espécies alcancem áreas que se tornam climaticamente adequadas.

3.4 Principais espécies ameaçadas

A região de Ouro Preto integra a Serra do Espinhaço, com campos rupestres e áreas de canga metalífera, altamente ricos em endemismos e muito pressionados por mineração, urbanização e incêndios (Caires et al., 2019; Marchioro et al., 2020; Lima et al., 2022). Os estudos disponíveis citam grupos e espécies sensíveis, mas raramente listam um inventário completo só para Ouro Preto.

Anfíbios e aves endêmicos de topos de montanha na Serra do Espinhaço têm uma porção substancial de suas áreas de distribuição potenciais afetadas, direta ou indiretamente, pela mineração, com várias espécies sofrendo impacto em mais de 50–60% do seu habitat (Marchioro et al., 2020).

O alto Rio das Velhas em Ouro Preto abriga espécies de Odonata associadas a florestas bem preservadas, incluindo uma espécie criticamente em perigo na Lista Vermelha da IUCN, a *Erythrodiplax acantha* (Versiani et al., 2021). A fauna de abelhas em campos rupestres (canga e áreas rupestres) de Ouro Preto é composta por espécies raras, como a *Xylocopa truxali*, consideradas ameaçadas pela urbanização e mineração (Martins et al., 2012).

A minhoca endêmica *Fimoscolex sporadochaetus*, que já foi considerada extinta, foi redescoberta no Parque Estadual do Itacolomi (Ouro Preto), mas apresenta alta vulnerabilidade à destruição de seu habitat florestal local (Vieira-Alencar et al., 2023).

Em duas Reservas Particulares do Patrimônio Natural no Quadrilátero Ferrífero (município de Itabirito, vizinho de Ouro Preto) foram registradas 20 espécies de mamíferos de médio e grande porte; várias são ameaçadas ou quase ameaçadas em listas regional e nacional (Corrêa et al., 2021). Entre elas aparecem grandes carnívoros e onívoros, como: Lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), Onça-parda (*Puma concolor*) Jaguatirica (*Leopardus pardalis*) (Corrêa et al., 2021). Essas espécies constam como ameaçadas/não seguras na lista vermelha de Minas ou no Livro Vermelho brasileiro e ocorrem em paisagens de transição Mata Atlântica–Cerrado muito semelhantes às de Ouro Preto (Fonseca & Silva, 2019; Knopff et al., 2020; Corrêa et al., 2021; Aximoff et al., 2022; Moraes et al., 2022).

Em outras áreas de Cerrado de Minas Gerais, fragmentos relativamente pequenos também abrigam mamíferos de médio e grande porte com status ameaçado, como o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), o gato-do-mato-do-sul (*Leopardus guttulus*), a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) e a onça-parda (*Puma concolor*) (Fonseca & Silva, 2019; Knopff et al., 2020; Aximoff et al., 2022; Moraes et al., 2022).

Na região de Ouro Preto, mineração, urbanização, incêndios e agropecuária extensiva são os principais motores de perda e fragmentação de habitat. Áreas protegidas e remanescentes nativos (incluindo o centro histórico com vegetação) são cruciais para manter essas espécies.

3.5 Espécie guarda-chuva

Em conservação, espécie guarda-chuva é a espécie cuja proteção deve beneficiar muitas outras espécies que ocorrem naturalmente na mesma área (Roberge & Angelstam, 2004). O conceito surgiu como um atalho prático para priorizar ações quando faltam tempo, dados e recursos, e costuma orientar a definição de áreas mínimas de conservação, seleção de reservas e padrões ecológicos de manejo (Roberge & Angelstam, 2004). A lógica é que conservar uma espécie com grandes exigências ecológicas ou espaciais pode proteger, indiretamente, outras espécies da comunidade (Frederico et al., 2021). Na prática, candidatas frequentes a guarda-chuva incluem grandes mamíferos e aves, embora invertebrados também tenham sido considerados (Roberge & Angelstam, 2004). Em resumo, espécie guarda-chuva é uma espécie prioritária usada para que sua proteção cubra muitas outras.

O lobo-guará é citado como espécie guarda-chuva no Cerrado, porque sua conservação tende a proteger outros animais que compartilham sua área de ocorrência (Souza et al., 2020). Em alguns contextos, espécies escolhidas como guarda-chuva também ganham valor adicional em seleção de prioridades por sua função ecológica e por facilitarem a comunicação pública da conservação (Qian et al., 2020).

3.6 Conectividade ecológica

A conectividade ecológica é conceituada em publicações científicas como a capacidade de fluxo da biodiversidade em uma paisagem, em diferentes escalas físicas e temporais, envolvendo o deslocamento de organismos por trajeto linear (corredores ecológicos) ou por manchas dispersas na paisagem. Ela pode ser classificada em diferentes tipos: Conectividade Estrutural, baseada na configuração física da paisagem (tamanho, forma e distribuição dos habitats), indicando o quão "permeável" ela é; Conectividade Funcional, que diz respeito à eficácia com que indivíduos, genes e propágulos se movem efetivamente pela paisagem (Hilty et al., 2020); e Conectividade efetiva, ligada a fluxos realmente observados e relações causais ao longo do tempo (Rinderer et al., 2018).

Em síntese: estrutural descreve o “desenho físico” da paisagem; funcional descreve o quanto esse desenho realmente facilita o movimento de organismos ou processos; efetiva foca nos fluxos observados e relações causais ao longo do tempo. Para planejamento ecológico robusto, muitos trabalhos recomendam combinar pelo menos conectividade estrutural e funcional, usando a primeira como base espacial e a segunda para aproximar melhor os processos ecológicos relevantes (Saura et al. 2011; Mimet et al. 2013; Jennings et al. 2020; Liu et al. 2022, Shen et al. 2023; Zhou et al. 2023; Martínez-Richart et al. 2024; Zhang et al. 2024).

A importância da conectividade ecológica está relacionada à manutenção da biodiversidade e à resiliência dos ecossistemas, pois facilita o movimento e dispersão das espécies, permite o fluxo gênico, e previne o isolamento populacional e extinções locais decorrentes da fragmentação de habitats. Corredores ecológicos, elementos-chave para a conectividade funcional, contribuem para a restauração e conservação da biodiversidade, mitigando os impactos causados por atividades humanas, como urbanização e desmatamento, além de ampliar a capacidade dos ecossistemas de se adaptarem às mudanças climáticas (Pires et al., 2006; Ribas et al., 2015; Barbosa & Souza, 2018; Barbosa, 2024).

Portanto, conectividade ecológica é um conceito crucial para o planejamento e gestão ambiental que busca promover a continuidade dos habitats e o equilíbrio dos processos naturais essenciais para a vida. Ela atua como um mecanismo para garantir saúde, integridade e funcionalidade dos ecossistemas, suportando a preservação da diversidade biológica em paisagens cada vez mais fragmentadas.

3.7 Corredores ecológicos

Corredores ecológicos são definidos como espaços geográficos claramente delimitados, governados e manejados a longo prazo para manter ou restaurar a conectividade ecológica efetiva (Hilty et al., 2020; Gvozden-Sliško et al., 2024). Em termos mais simples, representam uma faixa contínua ou um conjunto de "*stepping stones*" (degraus/fragmentos) de vegetação natural ou seminatural, cuja principal função é conectar áreas-núcleo de habitat, facilitando o movimento de plantas e animais (Windt & Swart, 2007; Magalhães et al., 2020; Gregory et al., 2021). Esses espaços podem abranger terra, água doce, áreas costeiras/marinha e o espaço aéreo acima delas, sempre com limites espaciais bem definidos (Hilty et al., 2020; Gvozden-Sliško et al., 2024).

Eles desempenham funções vitais para o ambiente, apoiando processos ecológicos essenciais, como dispersão de sementes, fluxo gênico, ciclos de nutrientes, migração e recolonização de áreas degradadas (Magalhães et al., 2020; Beita et al., 2021). Processos cruciais para reduzir o isolamento, prevenir extinções locais e fortalecer populações (Magalhães et al., 2020; Beita et al., 2021; Gregory et al., 2021). Com uma diversidade de funções, podem atuar como sumidouro de carbono, habitat, conduto, filtro ou barreira para diversas espécies, dependendo de seu desenho e manejo específicos (Hess & Fischer, 2001; Windt & Swart, 2007).

No contexto de cidades, os corredores ecológicos são frequentemente chamados de corredores verdes. Estes são faixas de vegetação criadas para conectar parques, áreas protegidas e outros espaços verdes, mitigando os impactos da urbanização (Ignatieva et al., 2010; Peng et al., 2017; Da Rocha & Fiorotti, 2021; Wang et al., 2022; Espinoza & Bohórquez, 2025). Tais corredores urbanos possuem uma função dupla: além da função ecológica (conectividade da fauna e flora), incorporam uma função social e cultural, oferecendo benefícios como lazer, conforto térmico e psicológico, e melhoria da qualidade de vida urbana (Ignatieva et al., 2010; Da Rocha & Fiorotti, 2021; Espinoza & Bohórquez, 2025).

Corredores ecológicos são áreas claramente delimitadas, planejadas e manejadas para manter ou restaurar a conectividade ecológica entre fragmentos de habitat. Eles permitem o deslocamento de espécies e o fluxo gênico, apoiam processos ecológicos fundamentais e, em ambientes urbanos, ainda oferecem benefícios diretos às pessoas, como bem-estar e melhoria ambiental.

3.8 Funções Ecológicas

Na literatura, essas funções são descritas como o funcionamento do ecossistema: os fluxos de energia, água, nutrientes, organismos e propágulos, além das interações entre espécies que sustentam estrutura, estabilidade e serviços ecossistêmicos (Gann et al., 2019; Moreno-Mateos et al., 2020; Guan et al., 2026). Isso inclui processos biogeoquímicos e físicos, como armazenar carbono, reter nutrientes e água, e sustentar a produção biológica (Resch et al., 2020; Tian et al., 2022; Guan et al., 2026). Também inclui processos biológicos, como polinização, dispersão, decomposição, complexidade de redes tróficas e redundância funcional entre espécies (Kaiser-Bunbury et al., 2017; Gann et al., 2019; Silliman et al., 2024).

A ideia central é que restaurar um ecossistema não basta se ele recupera só a aparência estrutural. A recuperação de espécies e cobertura vegetal precisa vir acompanhada da recuperação de múltiplas funções, porque a sustentabilidade de longo prazo depende da recomposição conjunta de estrutura, funcionamento e estabilidade (Moreno-Mateos et al., 2020; Resch et al., 2020; Yin et al., 2025).

Quando a restauração recupera esses processos — e não apenas a presença de espécies — ela aumenta a capacidade do sistema de resistir e se recompor após secas, fogo, inundações

e outras perturbações climáticas (Gann et al., 2019; Moreno-Mateos et al., 2020). Em síntese, recuperar funções ecológicas significa restabelecer os processos que fazem o ecossistema funcionar e continuar funcionando sob mudança climática; é isso que conecta restauração, resiliência climática e sustentabilidade de longo prazo.

3.9 Restauração Ecológica

Restauração ecológica é conceituada por publicações científicas como o processo intencional de auxílio à recuperação de ecossistemas que foram degradados, danificados ou destruídos, com o objetivo de restabelecer a estrutura, função, diversidade e dinâmica originais do ecossistema local (SER, 2004). Esse processo vai além da simples recomposição da vegetação, abrangendo a recuperação das funções ecológicas para promover um sistema autossustentável e funcional, capaz de suportar os processos ecológicos naturais.

A restauração ecológica envolve planejamento, execução e monitoramento, utilizando técnicas e métodos que buscam imitar ou acelerar processos naturais. Destaca-se a importância da diversidade de espécies nativas e do restabelecimento da dinâmica ecológica, contribuindo também para a conservação da biodiversidade, melhoria da conectividade entre fragmentos e aumento da resiliência dos ecossistemas frente às perturbações ambientais e climáticas.

Em suma, a restauração ecológica é uma intervenção multidisciplinar fundamentada na ecologia aplicada, que visa a recuperação integral dos ecossistemas para garantir a sustentabilidade ambiental e a conservação da biodiversidade em paisagens alteradas ou degradadas.

4. Metodologia

4.1 Local de Estudo

O trabalho foi desenvolvido com foco na área da sede do município de Ouro Preto, Minas Gerais, Brasil (Figura 1). A área de estudo está inserida no domínio da Mata Atlântica, reconhecida como hotspot mundial de biodiversidade devido à elevada concentração de endemismos e à expressiva perda de habitat. No Brasil, esse bioma combina alta riqueza biológica com intensa fragmentação, predominando remanescentes pequenos, com forte efeito de borda e baixa conectividade entre fragmentos” (Myers et al., 2000; Ribeiro et al., 2009). A paisagem local apresenta relevo acidentado e forte heterogeneidade geológica e geomorfológica, com unidades de terreno variadas e predisposição a processos erosivos e movimentos de massa, o que impõe elevada necessidade de planejamento territorial e reordenamento do uso do solo em Ouro Preto (Mantovani et al., 2023; De Sena Nola & Zuquette, 2021). A dinâmica da paisagem municipal também resulta de uma longa trajetória histórica de pressão antrópica, com degradação observada desde o século XVIII e forte influência das atividades minerárias sobre a organização do território e os problemas de conservação (Silva et al., 2018; Silva et al., 2019). A combinação entre essa alta fragilidade topográfica, a degradação do habitat e a perda de conectividade ecológico-espacial eleva significativamente a vulnerabilidade da região às mudanças climáticas, intensificando riscos como instabilidade geomorfológica, desequilíbrios microclimáticos e perda acelerada de espécies. A escolha do local se justifica pela presença de áreas de preservação, fragmentação de habitat e enorme importância histórica da sede do município, potencialmente se tornando um cartão-postal de preservação cultural e ambiental, preparando-se para um futuro sustentável.

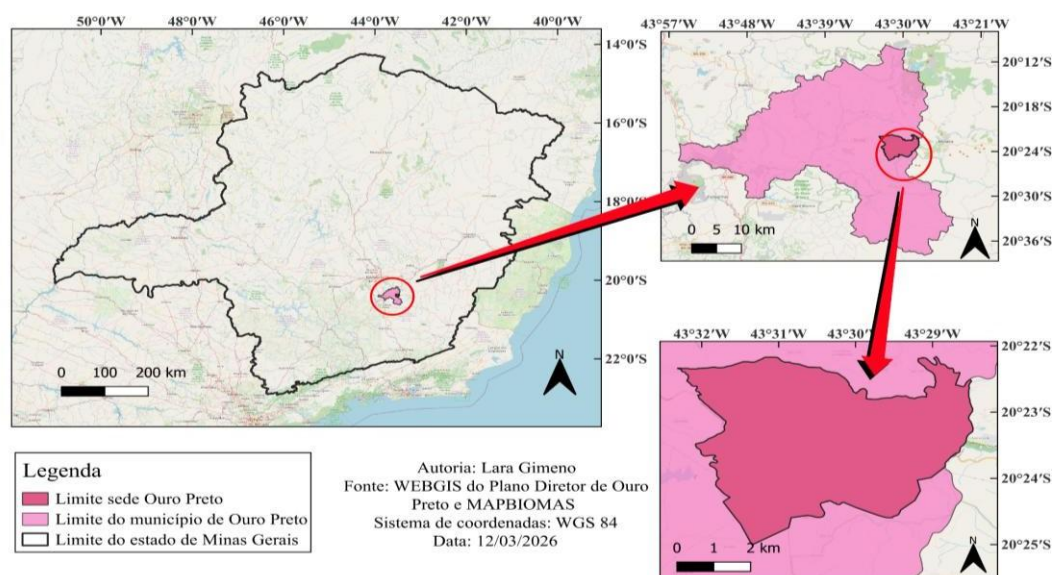


Figura 1: Localização do município e sede de Ouro Preto no estado de Minas Gerais.

4.2 Definição da espécie alvo

O lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) é frequentemente apontado na biologia da conservação como uma espécie-guarda-chuva no Cerrado, uma vez que as estratégias para a sua conservação tendem a proteger outros animais que compartilham a sua área de ocorrência (Souza et al., 2020). Sob essa ótica, a elaboração e a implantação de propostas de conservação voltadas a atender às suas grandes exigências ecológicas e espaciais baseiam-se na lógica de que proteger uma espécie com ampla necessidade territorial acaba por amparar, de forma indireta, a comunidade e as demais espécies que coexistem no mesmo ecossistema (Roberge; Angelstam, 2004; Frederico et al., 2021).

A espécie apresenta dieta generalista e oportunista, com uso frequente de pequenos mamíferos e frutos, especialmente lobeira (*Solanum lycocarpum*) (Motta-Junior et al., 1996; Queirolo & Motta-Junior, 2007; Massara et al., 2012). O lobo-guará é um importante dispersor de sementes, sendo até chamado de “semeador do Cerrado” (Marques & Fabián, 2013; Melo et al., 2017; Azevedo et al., 2025).

A área de vida necessária para a manutenção de um indivíduo é ampla e maleável, variando de 20 a 115km² a depender de fatores como a qualidade ambiental do habitat, a oferta de recursos alimentares e a composição geral da paisagem (Souza et al., 2020). Embora a espécie exiba plasticidade ecológica para persistir em paisagens alteradas em porções do Cerrado e em outras regiões de sua distribuição sul-americana, o isolamento em fragmentos pequenos e desprovidos de conectividade configura um cenário crítico para a viabilidade de suas populações (Trolle et al., 2007; Torres et al., 2012; Brito, 2026;).

Essa restrição territorial torna-se ainda mais evidente quando confrontada com a alta mobilidade diária e o padrão de movimentação do lobo-guará. A literatura aponta que a espécie realiza amplos deslocamentos, registrando médias habituais que oscilam entre 11 e 12 km por noite, com uso predominante de áreas abertas situadas no núcleo central de sua distribuição geográfica (Emmons et al., 2012; Coelho et al., 2018), podendo estender-se a percursos extremos de até 30km em uma única noite (Souza et al., 2020). Essa acentuada capacidade intrínseca de dispersão faz com que os indivíduos continuem tentando se movimentar mesmo em matrizes de paisagens severamente fragmentadas (Lyra-Jorge et al., 2010; Magioli, 2013). Contudo, a necessidade de transitar por ambientes alterados eleva substancialmente o risco de atropelamentos em redes viárias, tornando a proposição de corredores ecológicos de deslocamento uma medida de conservação urgente e indispensável para dirimir a mortalidade nas estradas e elevar as chances de sobrevivência das populações locais (Lyra-Jorge et al., 2010; Magioli, 2013).

Para lobo-guará, os dados mostram que ele é noturno, arisco e tímido, o que é compatível com evitar estímulos perturbadores, mas não prova especificamente evitação de ruído ou luz artificial (Melo et al., 2006; Da Costa & Padovese, 2024). O lobo-guará em ambientes alterados apresenta maior estresse fisiológico do que em habitats naturais, o que reforça que perturbações humanas importam mesmo quando o gatilho sensorial exato não foi isolado (Moraes et al., 2021). O lobo-guará tende a responder à perturbação antrópica no uso

do espaço, com evidências de evitação de estradas, assentamentos e áreas urbanas, embora o padrão possa variar conforme o contexto local (Coelho et al., 2008; Da Cruz Costa et al., 2022 Smith et al., 2022).

Diante desse panorama ecológico, a necessidade prática de estudos voltados à conservação, ao mapeamento de riscos e à conectividade de habitats para a espécie em Ouro Preto, foi empiricamente comprovada em 2024. No dia 5 de setembro de 2024, um exemplar de lobo-guará foi registrado correndo em plena área urbana da cidade, em um episódio associado à provável fuga do animal frente aos incêndios florestais que atingiam o Morro da Queimada (Itatiaia, 2024). Este acontecimento ilustra de forma clara como eventos de perturbação severa forçam o rompimento das barreiras comportamentais de isolamento da espécie, compelindo-a a adentrar ambientes antrópicos perigosos devido à perda de seus refúgios originais, o que reforça a urgência no planejamento de corredores ecológicos eficientes para a região.

4.3 Uso do solo e proteção ambiental no município

Para identificar os remanescentes de vegetação nativa e sua conectividade, foi utilizado mapa de cobertura e uso do solo do MapBiomas de 2023 da Coleção 2 (beta) com resolução espacial de 10m X 10m (Figura 2). Esse mapa foi elaborado a partir da classificação de imagens dos satélites Sentinel-2. E está disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/mapbiomas-cobertura-10m/>.

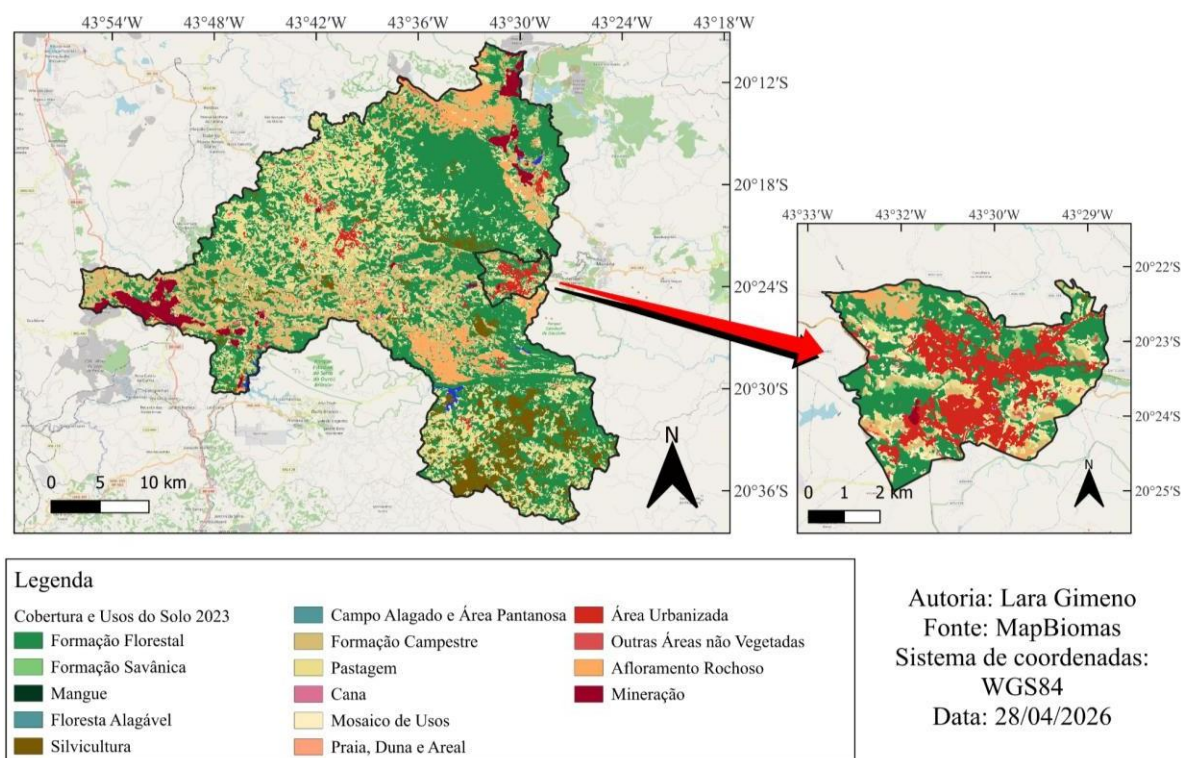


Figura 2: Mapa de cobertura e uso do solo em 2023.

Para o cálculo das métricas da paisagem, como caracterização da distribuição espacial e tamanho dos fragmentos, foram considerados os hábitos ecológicos do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), que é uma espécie generalista que utiliza tanto ambientes florestais quanto formações abertas e também áreas de ecótono para transição e forrageio. Assim, para evitar uma falsa superestimação do isolamento dos fragmentos se analisados de forma segregada, as classes de Formação Florestal, Savânica e Campestre, Afloramentos rochosos e Campo alagado foram unificadas em uma única classe. Nesse trabalho, todas essas classes representam áreas por onde a espécie costuma transitar e, por isso, será denominada como “habitat potencial” para o lobo-guará na sede do município ao longo dos resultados.

Após a unificação das fitofisionomias, foi aplicado um filtro espacial de área para excluir polígonos muito pequenos da classe de habitat potencial. Essa etapa de refinamento espacial teve como objetivo eliminar possíveis “ruídos” de mapeamento e pequenas imperfeições cartográficas decorrentes do processo de classificação automática do MapBiomias. Ademais, sob a perspectiva ecológica, fragmentos de pequena extensão são considerados excessivamente diminutos para desempenhar funções de refúgio ou suporte funcional para o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), uma espécie de grande porte caracterizada por amplas necessidades territoriais e áreas de vida. Arbitariamente, optou-se por utilizar o filtro para excluir polígonos menores de 0,5 ha para uma primeira tentativa de análise.

Para compreender o quanto o habitat potencial está inserido em ambientes protegidos legalmente, utilizou-se as informações disponibilizadas pelo município no WebGIS do Plano Diretor do município. Inicialmente, as diversas áreas de proteção ambiental presentes no município foram combinadas para identificar sobreposições e regiões com maior grau de proteção (Figura 3). Para isso, foram unificadas as seguintes áreas: Áreas de Preservação Permanente (APP) de Topo de Morro (2024), APP hídrica (MapBiomias 2023), APP por declividade (2024), Reserva Legal (2023), Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) (2010), Zonas de Amortecimento instituídas pelo Instituto Estadual de Florestas (IEF) (2011) e Unidades de Conservação (UC) nas esferas municipal (2023), estadual (2011) e federal (2010).

Visando caracterizar a distribuição espacial, o isolamento e a proximidade entre os remanescentes de habitat, procedeu-se com o cálculo de métricas espaciais. Para isso, estruturou-se uma Matriz de Distância utilizando a geração de 'Pontos na Superfície' (*Point on Surface*) em detrimento dos centroides geométricos convencionais. Essa abordagem justifica-se pelo formato irregular e alongado dos remanescentes de vegetação inseridos na topografia acidentada de Ouro Preto. Como os centroides matemáticos tendem a se posicionar fora dos limites vetoriais em polígonos côncavos ou ramificados, o uso de pontos na superfície garantiu a localização do ponto de amostragem obrigatoriamente no interior do habitat. A partir desses pontos, os dados da Matriz de Distância foram utilizados para calcular e quantificar as métricas de isolamento, determinando a distância entre as manchas de habitat mais próximas. Dessa forma, obteve-se uma representação da distância que precisaria ser percorrida pelo lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) durante o trânsito entre os núcleos dos fragmentos.

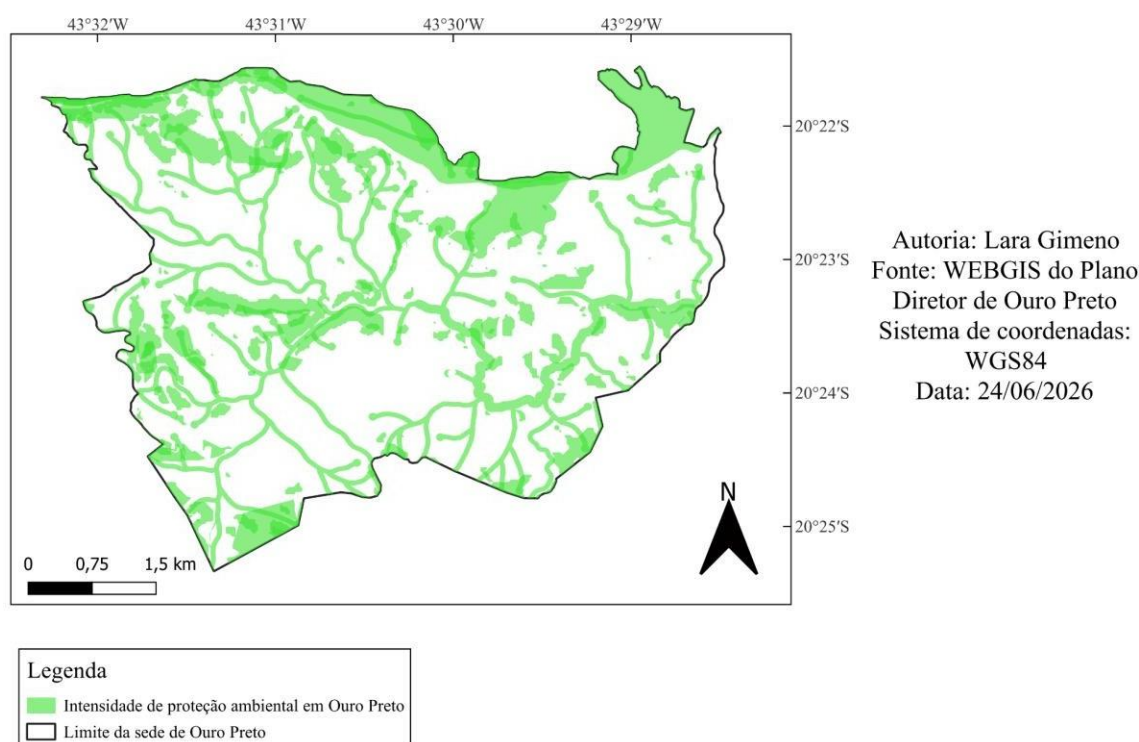


Figura 3: Áreas de proteção ambiental na sede de Ouro Preto.

4.6 Modelagem de rotas prioritárias de deslocamento de fauna

Para fazer a modelagem de rotas prioritárias de deslocamento de fauna, primeiro é necessário identificar os trechos críticos ao movimento de fauna. Nesse trabalho, foram considerados trechos críticos as rodovias e as áreas de maior recorrência de incêndios florestais.

Para identificação de trechos viários que cruzam a sede do município (Figura 4) foi utilizado mapa “Principais trechos rodoviários de Minas Gerais” (DNIT/DER-MG/IBGE) disponível no Geovisualizador da Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Minas Gerais (IDE-Sisema disponível em <https://visualizador.idesisema.meioambiente.mg.gov.br/>). Considerando o estado inoperante da linha férrea que passa na cidade, ela foi desconsiderada.

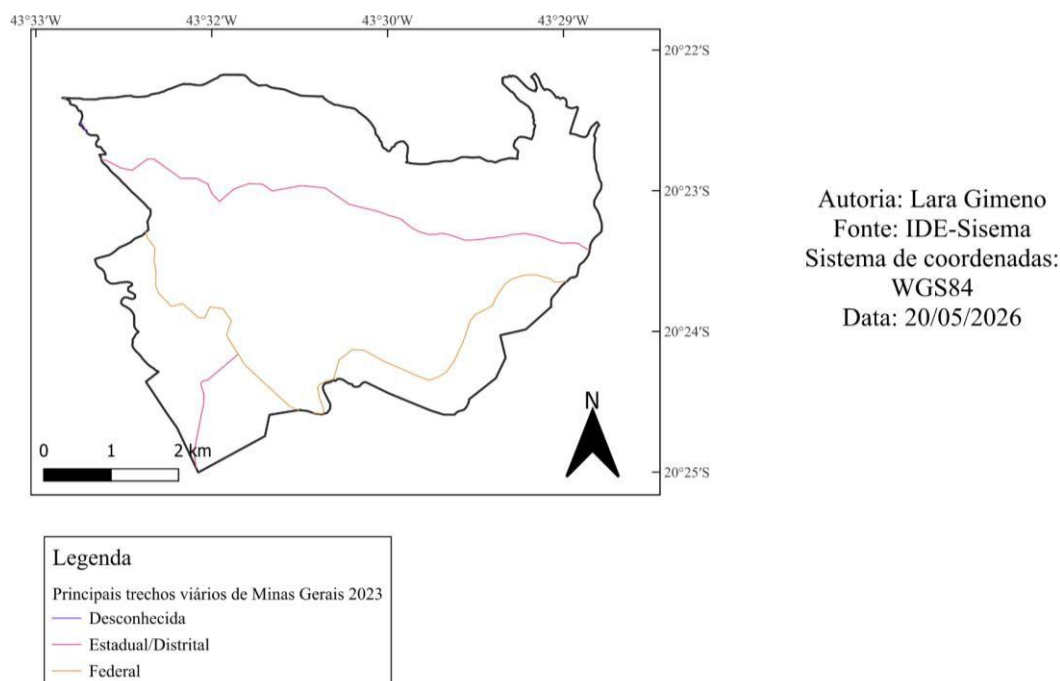


Figura 4: Principais trechos viários na sede do município de Ouro Preto em 2023.

Já identificar as áreas da sede municipal com maior recorrência de focos de incêndio, foi utilizado o produto “Frequência da área queimada” da Coleção 5 do MapBiomas Fogo, que sistematiza o mapeamento de fogo no território brasileiro entre 1985 e 2025 (Figura 5).

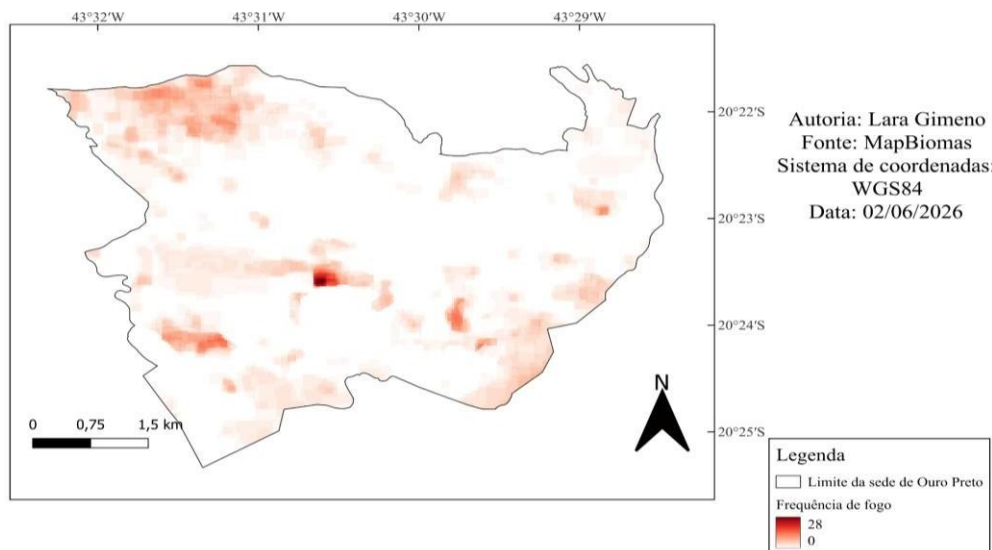


Figura 5: Frequência de fogo na sede do município de Ouro Preto nos anos de 1985-2025

As cinco áreas com maior frequência de incêndios foram marcadas (Figura 6) com pontos que foram analisados com maior detalhe sobre a movimentação do lobo-guará em caso de incêndios.

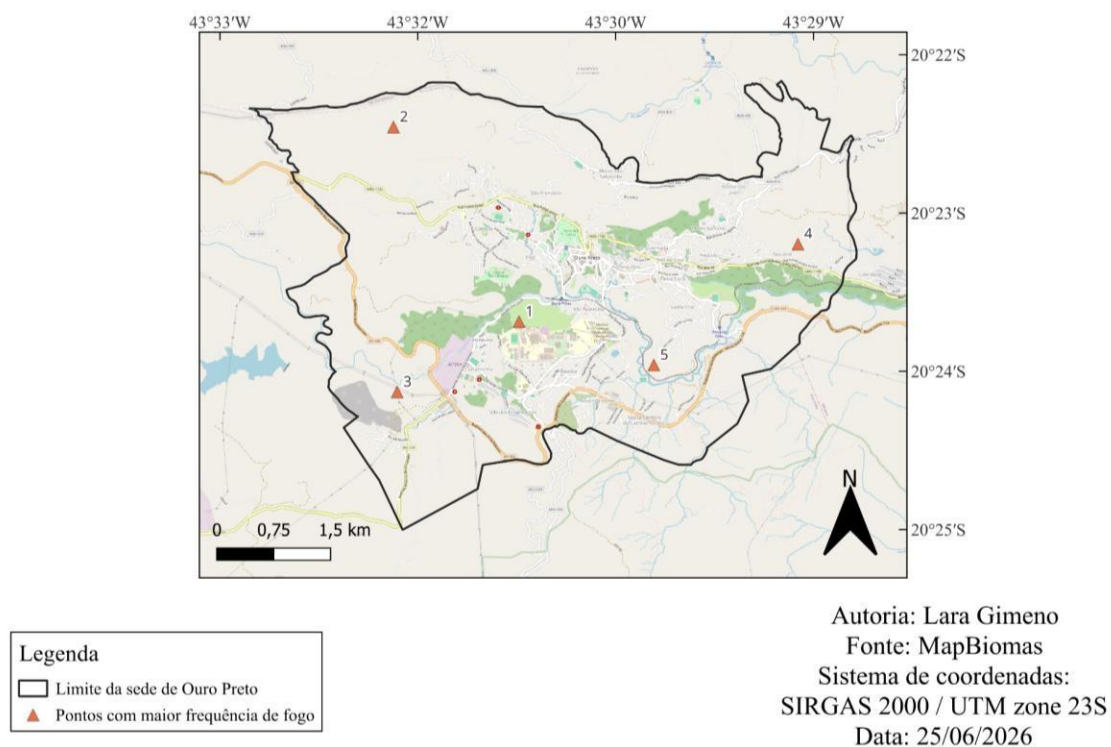


Figura 6: Pontos com maior frequência de fogo entre 1985 e 2025.

Para projetar possíveis rotas de fuga para animais silvestres, a literatura não sustenta um único “raio de perigo” para fumaça e fogo, mas ela aponta para um envelope multicamada que separa ameaça térmica imediata, ameaça por focos/*spotting* próximos e ameaça de avanço direcional em quilômetros (Beverly & Forbes, 2023; Fayad et al., 2023; Schmidt et al., 2024). Como os estudos são quase todos voltados a segurança humana, comunidades e manejo da paisagem, esses valores servem melhor como critérios de triagem espacial para corredores de fuga de fauna do que como limite biológico específico por espécie (Zárate et al., 2008; Shinneman et al., 2019; Sun et al., 2023;). Portanto, a partir desses pontos foram elaborados mapas de calor de raios 100 e 500m, considerando que seriam áreas de impacto imediato e intermediário do fogo.

Com esses mapas de calor, foram elaborados outros quatro mapas, sendo dois referentes às áreas de proteção ambiental fora das zonas de possível impacto consideradas (Figuras 7 e 8), e dois referentes à aplicação dos pesos obtidos na etapa de consulta à especialistas e comparação por método AHP. Se fazem necessários esses mapas para que na modelagem das rotas de menor custo as rotas fujam dessas zonas de impacto, assim como desconsiderem áreas de proteção ambiental dentro delas como destino seguro.

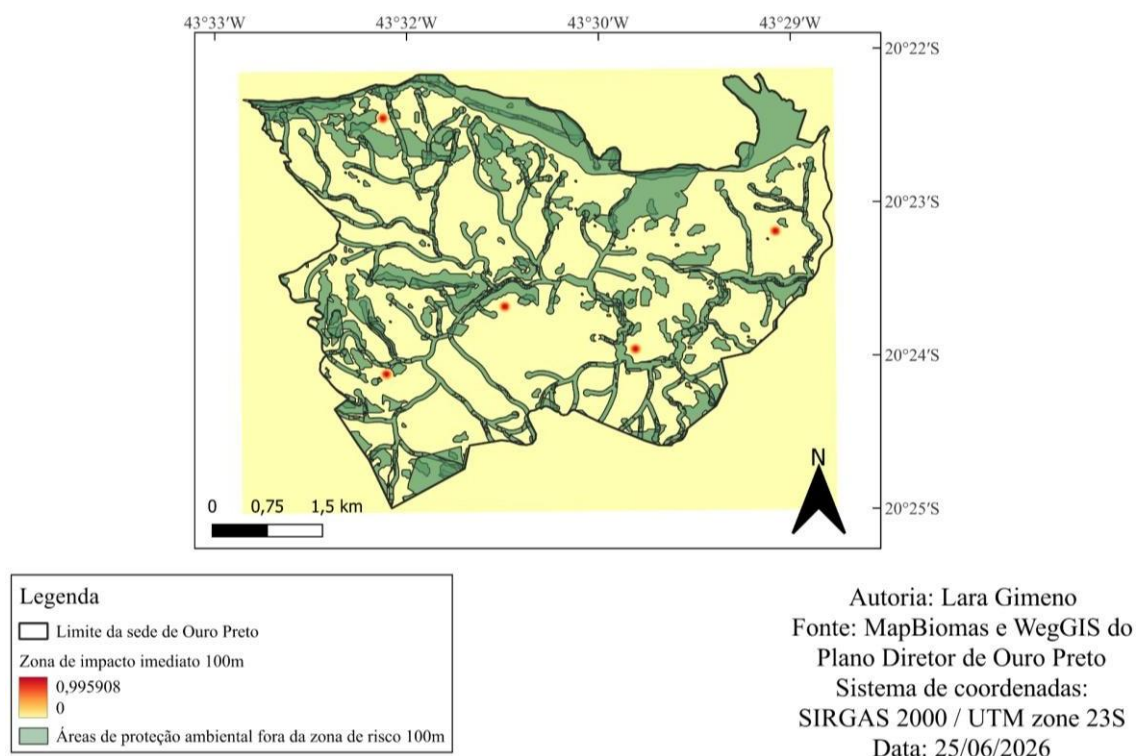


Figura 7: Áreas de proteção ambiental fora do risco imediato de 100m.

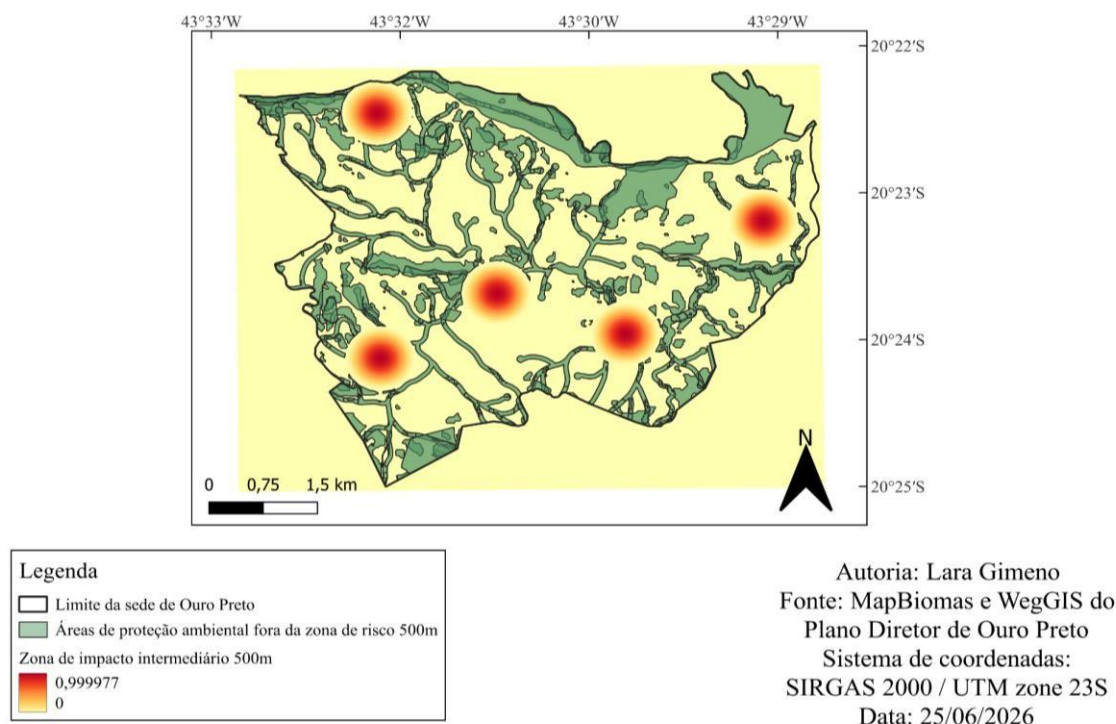


Figura 8: Áreas de proteção ambiental fora do risco imediato de 500m.

A matriz de resistência foi elaborada a partir da consulta a especialistas e da aplicação do Processo Hierárquico Analítico — AHP. A avaliação foi conduzida via formulário eletrônico e contou com a participação de seis profissionais, selecionados com base em seu conhecimento prévio sobre a espécie-alvo ou sobre a região de estudo. O grupo consultado possui ampla experiência nas áreas de ecologia animal, espacial e do movimento, fauna silvestre, captura e monitoramento de espécies ameaçadas e gestão ambiental.

Inicialmente, solicitou-se aos especialistas que atribuísssem valores de resistência, em uma escala de 1 a 10, às diferentes classes de uso e cobertura do solo e aos trechos viários. Nessa escala, o valor 1 representou resistência mínima, associada a condições mais favoráveis ao deslocamento do lobo-guará, enquanto o valor 10 representou resistência máxima ou forte restrição à passagem da espécie. Para cada classe, o valor de resistência foi definido a partir da média das respostas obtidas.

Em uma segunda etapa, os especialistas realizaram uma comparação pareada entre os dois critérios considerados no modelo: uso e cobertura do solo e presença de trechos viários. A comparação teve como finalidade avaliar qual dos critérios exerceria maior influência sobre o deslocamento do lobo-guará. Para isso, foi utilizada a escala de importância relativa apresentada na Tabela 1, na qual o valor 1 indica igual importância entre os critérios, enquanto valores progressivamente maiores indicam maior importância de um critério em relação ao outro. Os valores recíprocos representam a situação inversa.

Tabela 1: tabela de referência para valores de comparação. (adaptado de Saaty, 1980)

1/9	1/7	1/5	1/3	1	3	5	7	9
extrema- mente	bastante	muito	pouco	igual	pouco	muito	bastante	extrema- mente
MENOS IMPORTANTE					MAIS IMPORTANTE			

A partir das respostas dos especialistas, foi definido o valor de comparação entre os dois critérios e elaborada a matriz de comparação pareada. Os pesos normalizados foram calculados com a ferramenta AHP disponível em: <https://bpmsg.com/ahp/ahp-calc.php>, resultando em peso de 0,667 para o uso e cobertura do solo e de 0,333 para a presença de trechos viários. Esses valores foram posteriormente utilizados na combinação ponderada das superfícies de resistência.

A superfície de resistência obtida na etapa anterior foi utilizada como entrada para as ferramentas r.cost e r.drain do GRASS GIS. O módulo r.cost foi empregado para calcular a superfície de custo acumulado, estimando o menor custo necessário para que um indivíduo se deslocasse a partir das Unidades de Conservação consideradas como áreas seguras, utilizando conectividade de oito vizinhos (movimento do cavaleiro). Posteriormente, o módulo r.drain foi utilizado para determinar os caminhos de menor custo entre os cinco pontos com maior recorrência de incêndios e as áreas protegidas, identificando as rotas potenciais de fuga do lobo-guará em cada cenário de propagação do fogo.

5. Resultados

5.1 Fragmentos florestais

A unificação das diferentes fitofisionomias em uma única classe de "habitat potencial" (Figura 9) representa uma decisão metodológica coerente com a ecologia do lobo-guará, uma vez que a espécie utiliza diferentes formações vegetais ao longo de seus deslocamentos e atividades de forrageio, não estando restrita exclusivamente às formações florestais. Dessa forma, a análise passa a representar a disponibilidade espacial de ambientes potencialmente utilizáveis pela espécie, e não apenas remanescentes florestais.

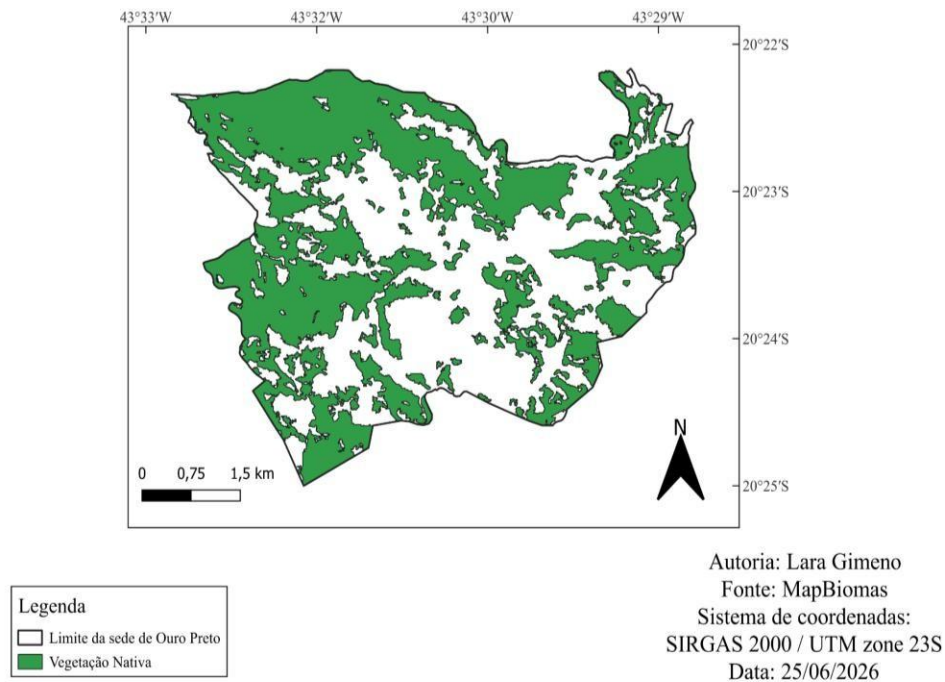


Figura 9: Fragmentos de habitat potencial.

Na Figura 9 fica evidenciado que os habitats potenciais se encontram amplamente distribuídos pela sede de Ouro Preto, formando uma paisagem composta por 56 fragmentos nativos, que totalizam 1.594,15 ha de habitat disponível. Embora exista uma grande quantidade de áreas naturais, observa-se que elas não constituem um bloco contínuo, sendo interrompidas por áreas urbanizadas e outros usos do solo que fragmentam a paisagem.

Visualmente, destaca-se a presença de um grande fragmento contínuo que se estende aproximadamente no sentido norte-sul a oeste da área de estudo, constituindo o principal núcleo de habitat potencial para o lobo-guará. Esse padrão é consistente com as métricas obtidas, uma vez que o maior fragmento possui 1.125,85 ha, correspondendo a cerca de 70,6% de toda a área de habitat disponível.

Os demais remanescentes encontram-se distribuídos ao redor desse núcleo principal e apresentam diferentes tamanhos e graus de isolamento. O tamanho médio dos fragmentos foi de $28,46 \pm 149,24$ ha. A distância média entre fragmentos (372,79 m) indica que, apesar da fragmentação da paisagem, os remanescentes permanecem relativamente próximos entre si, que pode favorecer os deslocamentos do lobo-guará. Embora para espécies menores ou de baixa mobilidade esse distanciamento pudesse representar um isolamento severo, para o lobo-guará ele não é um forte impedimento ao deslocamento. Pois trata-se de uma espécie de grande porte com excelente capacidade de locomoção, cujos indivíduos percorrem rotineiramente vários quilômetros em uma única noite e mantêm áreas de vida que alcançam dezenas de quilômetros quadrados. Sob a ótica da conectividade funcional, portanto, essa distância é facilmente transponível, sugerindo que os fragmentos vizinhos permanecem acessíveis ao fluxo da espécie.

Em contraste, a região central da sede de Ouro Preto apresenta menor continuidade do habitat potencial, concentrando extensas áreas urbanizadas que interrompem a conectividade estrutural da paisagem. Nessa região, o deslocamento tende a depender da presença de pequenos remanescentes e corredores naturais, tornando esses elementos especialmente importantes para a manutenção da conectividade funcional da espécie.

Além disso, observa-se que muitos fragmentos apresentam formatos irregulares e alongados, aumentando a proporção de bordas. Embora esse padrão possa representar maior influência de efeitos de borda para espécies estritamente florestais, ele não necessariamente constitui uma limitação para o lobo-guará, que utiliza ambientes de ecótono, áreas abertas e formações campestres durante suas atividades de deslocamento e forrageio.

De forma geral, os resultados indicam que a sede de Ouro Preto ainda mantém uma quantidade significativa de habitat potencial para o lobo-guará. Entretanto, sua distribuição espacial evidencia um processo de fragmentação, no qual um grande núcleo de habitat é complementado por diversos fragmentos menores. Essa configuração reforça a importância das análises de conectividade apresentadas nas próximas etapas do trabalho, uma vez que a simples presença de habitat não garante que os indivíduos consigam se deslocar de forma segura entre os remanescentes.

Essa realidade territorial impõe desafios ecológicos distintos daqueles observados em modelagens clássicas de conectividade, como a proposta por Martins, Martines e Toppa (2024) para o município de Campinas (SP). Naquele estudo, o planejamento do corredor ecológico focou na conexão linear direta entre os dois maiores fragmentos florestais consolidados da região (Mata de Santa Genebra e Mata Ribeirão Cachoeira). Contudo, na sede de Ouro Preto, as proporções geográficas locais e a severa fragmentação urbana impedem que existam áreas de proteção ambiental contínuas capazes de comportar isoladamente a área de vida mínima necessária para a manutenção de um lobo-guará, estimada pela literatura entre 20 km² e 115 km². Como a totalidade do habitat potencial mapeado na sede urbana soma apenas 1.594,15 ha (cerca de 15,94 km²), com o maior remanescente contínuo de 1.125,85 ha (aproximadamente 11,26 km²), nenhum fragmento ou unidade de conservação local atende individualmente ao requisito espacial mínimo para a sobrevivência de um único indivíduo da espécie em estudo.

Dessa forma, em vez de delimitar um corredor linear tradicional unindo duas grandes reservas pré-existentes conforme a abordagem aplicada em Campinas, a metodologia deste trabalho adotou uma perspectiva dinâmica de resiliência e resposta a emergências climáticas. O foco foi direcionado a determinar trajetos de menor custo que sirvam como rotas de fuga eficientes em cenários de adversidades ambientais agudas (como incêndios florestais), permitindo que a fauna transite com segurança a partir de pontos de alto risco histórico até os refúgios protegidos mais próximos.

A análise de sobreposição espacial revelou que, do total de 1594,15 hectares de habitat potencial mapeados para o lobo-guará na sede de Ouro Preto, apenas 748,25 hectares (equivalente a 47%) encontram-se efetivamente protegidos dentro dos perímetros das APAs locais. Além disso, embora 37 remanescentes (equivalente a 66%) façam fronteira ou

interseccionam os limites jurídicos dessas Unidades de Conservação, partes expressivas de suas extensões ecológicas extrapolam a área protegida, expondo eixos vitais de deslocamento da fauna às pressões diretas da matriz urbana e de expansão antrópica de Ouro Preto.

5.4 Modelagem de rotas prioritárias de deslocamento de fauna

Os valores atribuídos pelos especialistas indicaram diferenças na resistência potencial das classes da paisagem ao deslocamento do lobo-guará (Tabela 2). As formações campestres e savânicas apresentaram a menor resistência média resultado coerente com o uso de ambientes abertos pela espécie. Em contrapartida, rodovias e ruas asfaltadas apresentaram o maior valor de resistência, seguidas pelas áreas urbanizadas e pelas áreas de mineração. Esses resultados indicam que os ambientes mais intensamente modificados pela ação humana foram percebidos pelos especialistas como os mais restritivos ao deslocamento.

A formação florestal recebeu resistência média de 5,17, superior aos valores atribuídos às formações campestres e savânicas, aos afloramentos rochosos e aos corpos hídricos. Esse resultado não significa que as formações florestais sejam completamente inadequadas à espécie, mas indica que, comparativamente aos ambientes abertos, podem apresentar maior dificuldade de deslocamento segundo a percepção dos especialistas consultados.

Tabela 2: Graus de resistência média por classe de uso, cobertura e malha viária.

Classe/Categoria	Peso
Formação Florestal	5,17
Formação Campestre e Savânica	1,6
Pastagens e áreas de agricultura	4,33
Área urbanizada	6,33
Área de mineração	5,83
Afloramento rochoso/canga	3,17
Corpos hídricos (rios e córregos)	3,83
Rodovias e ruas asfaltadas	6,6

Na comparação entre os critérios, o uso e cobertura do solo recebeu peso de 66,7%, enquanto a presença de trechos viários recebeu peso de 33,3%. Cabe destacar que na análise de consistência do método AHP obtiveram-se índices nulos (Razão de Consistência igual a 0), resultado esperado devido à comparação entre apenas dois fatores, na qual a matriz par a par é matematicamente perfeitamente consistente. Portanto, no modelo elaborado, as características gerais da paisagem tiveram influência duas vezes maior que a camada viária na determinação da resistência acumulada. Isso não significa que as vias apresentem baixa resistência individual, uma vez que receberam o maior valor médio entre as categorias avaliadas. O resultado indica apenas que, na combinação dos critérios, a distribuição dos diferentes usos do solo foi considerada mais abrangente e mais influente para explicar as condições de deslocamento na área de estudo.

Os valores médios de resistência atribuídos às classes de uso e cobertura do solo e aos trechos viários foram incorporados às respectivas camadas temáticas, gerando superfícies de resistência individuais. Em seguida, essas superfícies foram integradas por meio de uma combinação linear ponderada, utilizando os pesos obtidos pelo método AHP. Como resultado, foi obtido o mapa de resistência ao deslocamento do lobo-guará, apresentada na Figura 10.

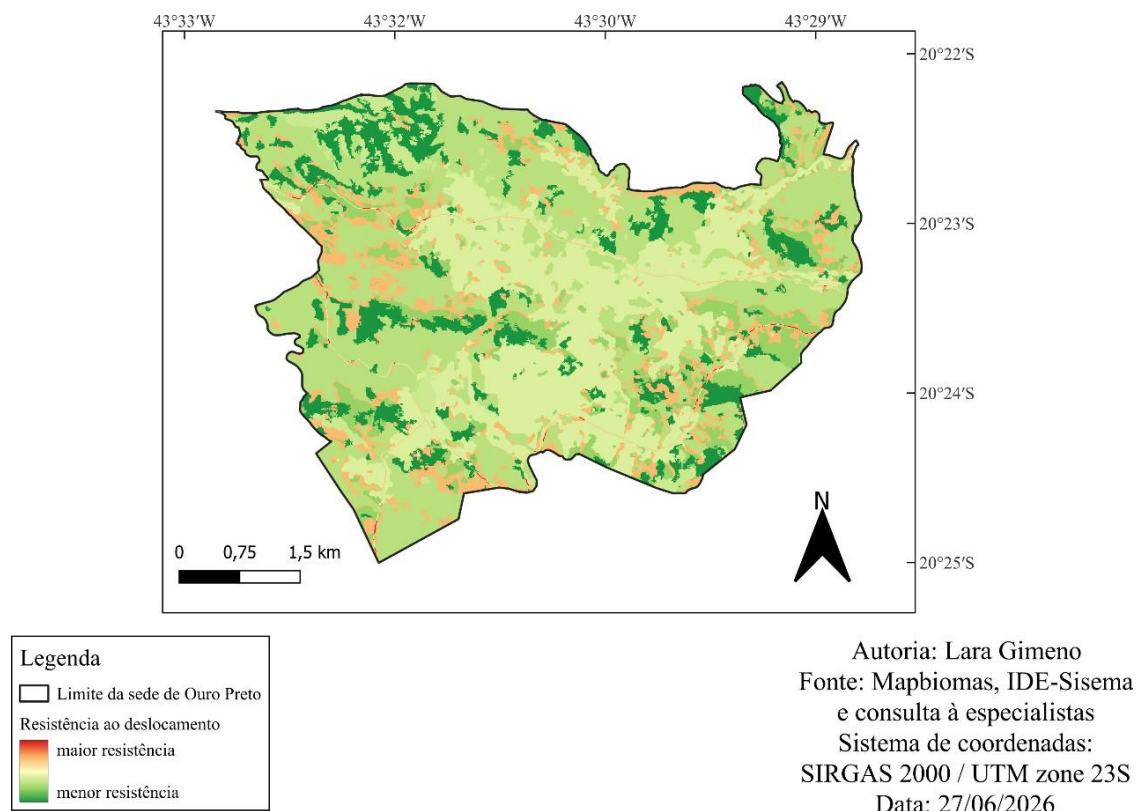


Figura 10: Mapa de resistência ao deslocamento do lobo-guará na sede de Ouro Preto.

A superfície de resistência evidencia um gradiente espacial de custo ao deslocamento do lobo-guará na sede de Ouro Preto. As áreas de menor resistência concentram-se principalmente nas porções norte, oeste e sul da área de estudo, coincidindo com regiões onde predominam remanescentes de vegetação nativa e formações campestres. Em contrapartida, valores mais elevados de resistência ocorrem de forma concentrada nas áreas urbanizadas e ao longo da malha viária principal, refletindo a maior dificuldade de deslocamento atribuída pelos especialistas a esses ambientes.

Dessa forma, a superfície de resistência sintetiza simultaneamente a influência do uso e cobertura do solo e da presença de vias sobre a movimentação potencial da espécie, constituindo a base para a modelagem das rotas de menor custo e para a avaliação da conectividade funcional da paisagem.

No cenário considerando um raio de influência de 100 m, a maior parte da paisagem mantém valores semelhantes aos observados na superfície de resistência original (Figura 11). Ou seja, incêndios pequenos ou recém-iniciados não comprometem imediatamente a conectividade. Os remanescentes de habitat continuam conectados por extensas áreas de baixa e média resistência, indicando que eventos localizados tenderiam a produzir impactos limitados sobre a conectividade funcional da paisagem.

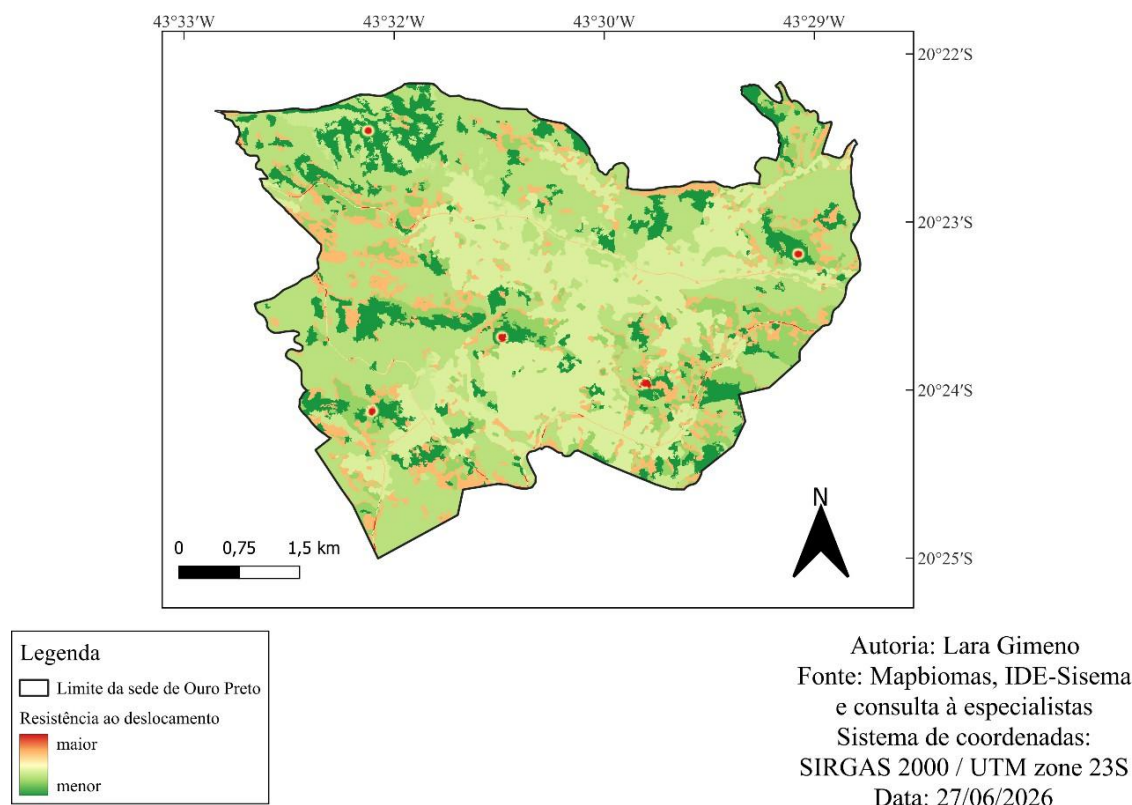


Figura 11: Mapa de resistência ao deslocamento considerando a zona de impacto do fogo de 100m.

Quando o raio de influência é ampliado para 500 m, observa-se uma expansão das áreas de elevada resistência ao deslocamento ao redor dos focos de incêndio (Figura 12). É interessante observar que os cinco focos ficaram distribuídos de forma relativamente homogênea pela sede de Ouro Preto. Isso faz com que suas zonas de influência "espalhem" a resistência por quase toda a área de estudo, aumentando a fragmentação funcional do habitat mesmo sem provocar a perda física da vegetação. Assim, áreas que anteriormente apresentavam baixo custo de deslocamento passam a constituir regiões menos favoráveis para o trânsito da espécie.

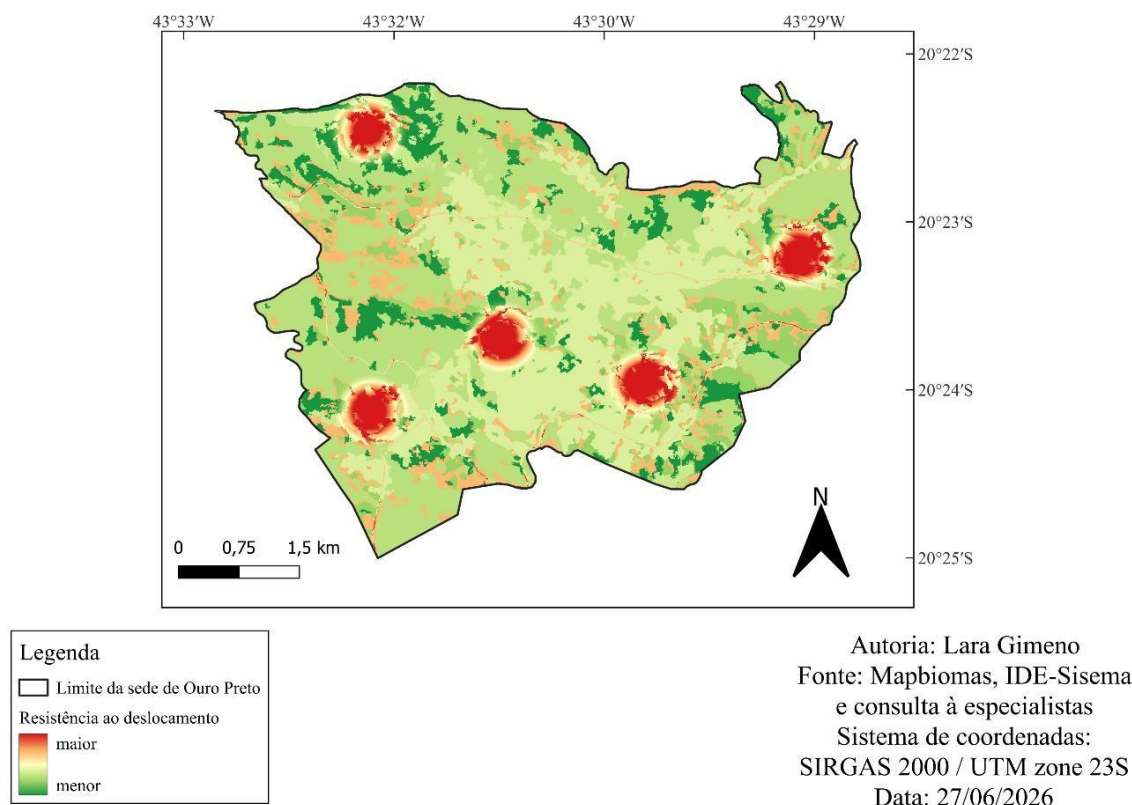


Figura 12: Mapa de resistência ao deslocamento considerando a zona de impacto do fogo de 500m.

As superfícies de custo acumulado representam o custo mínimo necessário para que um indivíduo alcance uma área protegida considerando a resistência da paisagem. Diferentemente da superfície de resistência, que expressa apenas a dificuldade local de deslocamento, o custo acumulado incorpora a soma dos custos ao longo de todo o percurso, permitindo identificar regiões potencialmente mais acessíveis ou mais isoladas em relação às áreas consideradas como destino.

No cenário de impacto imediato (100 m), observa-se que grande parte da área de estudo apresenta baixos valores de custo acumulado, indicando que, apesar da presença dos focos de incêndio, permanecem disponíveis diversas alternativas de deslocamento até as áreas protegidas (Figura 13). Os maiores custos concentram-se principalmente nas regiões centrais da área de estudo, onde a combinação entre resistência da paisagem e distância até as unidades de conservação resulta em trajetos energeticamente mais dispendiosos. No cenário de impacto intermediário (500 m), verifica-se aumento expressivo do custo acumulado nas proximidades dos focos de incêndio, refletindo a ampliação das áreas consideradas de elevada resistência ao deslocamento (Figura 14).

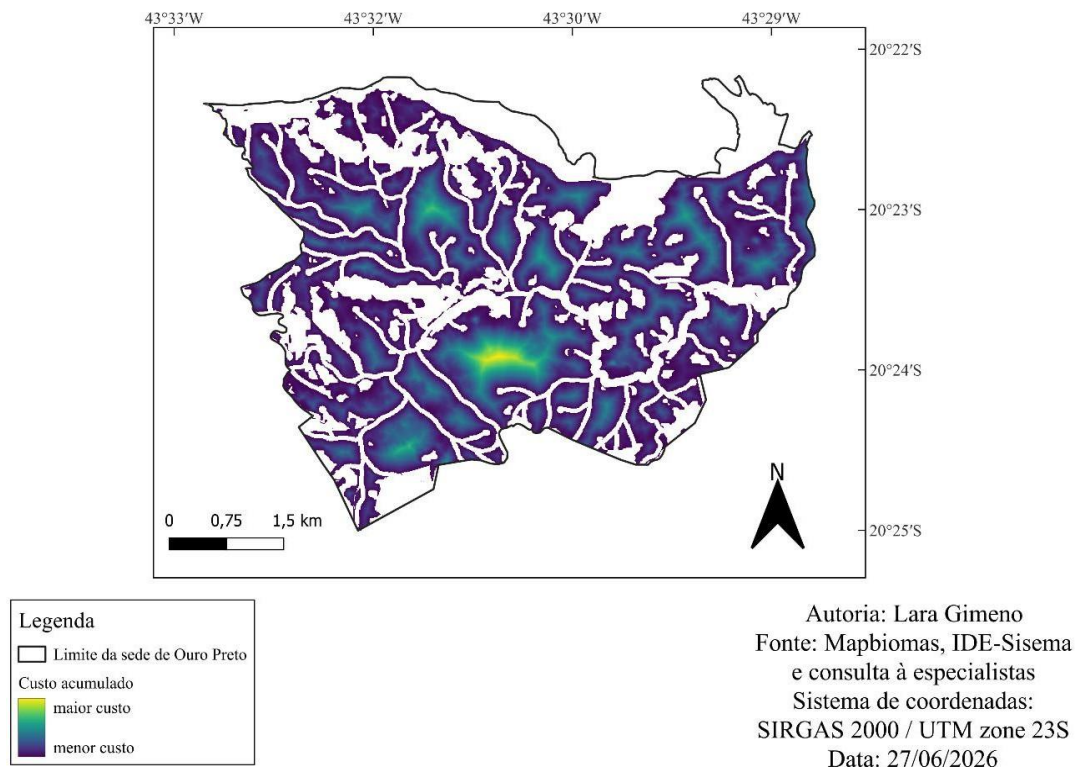


Figura 13: Custo acumulado considerando a zona de impacto do fogo de 100m.

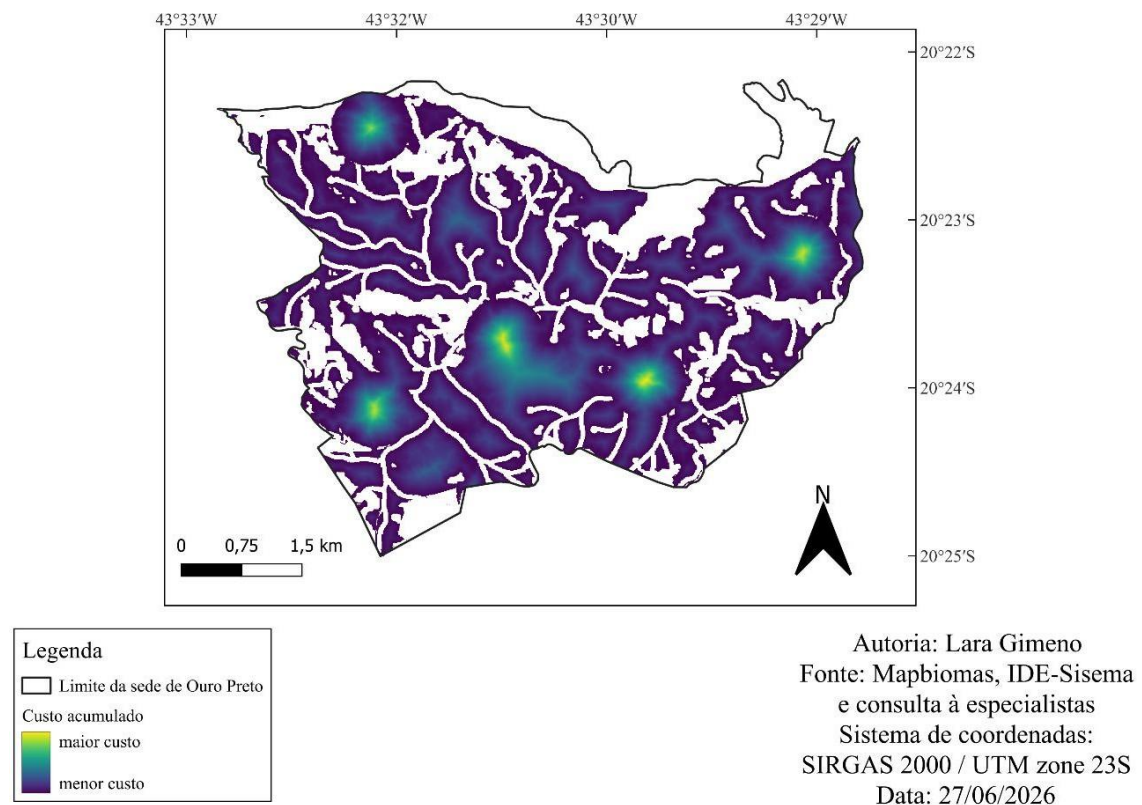


Figura 14: Custo acumulado considerando a zona de impacto do fogo de 500m.

Embora a superfície de custo acumulado permita identificar as regiões mais acessíveis às áreas protegidas, ela não define explicitamente o trajeto mais provável de deslocamento. Por essa razão, na etapa seguinte foram extraídos os caminhos de menor custo entre áreas com maior frequência de focos de incêndio e as áreas protegidas, possibilitando a avaliação das rotas potenciais de fuga e de seus respectivos comprimentos.

As rotas de menor custo representam os trajetos que minimizam o esforço necessário para que um indivíduo alcance uma área protegida, considerando simultaneamente a resistência da paisagem e as restrições impostas pelos diferentes cenários de propagação do fogo. Diferentemente da menor distância em linha reta, essas rotas refletem a permeabilidade da paisagem, priorizando ambientes mais favoráveis ao deslocamento do lobo-guará.

As rotas de menor custo representam os trajetos com menor resistência entre os focos de incêndio e as áreas protegidas localizadas fora da zona de influência do fogo. No cenário de impacto imediato (100 m), as áreas protegidas permanecem relativamente próximas aos focos, permitindo que o lobo-guará alcance rapidamente um local considerado seguro (Figura 15). Como consequência, as rotas de menor custo apresentam comprimentos reduzidos, sendo a menor delas de aproximadamente 99 m.

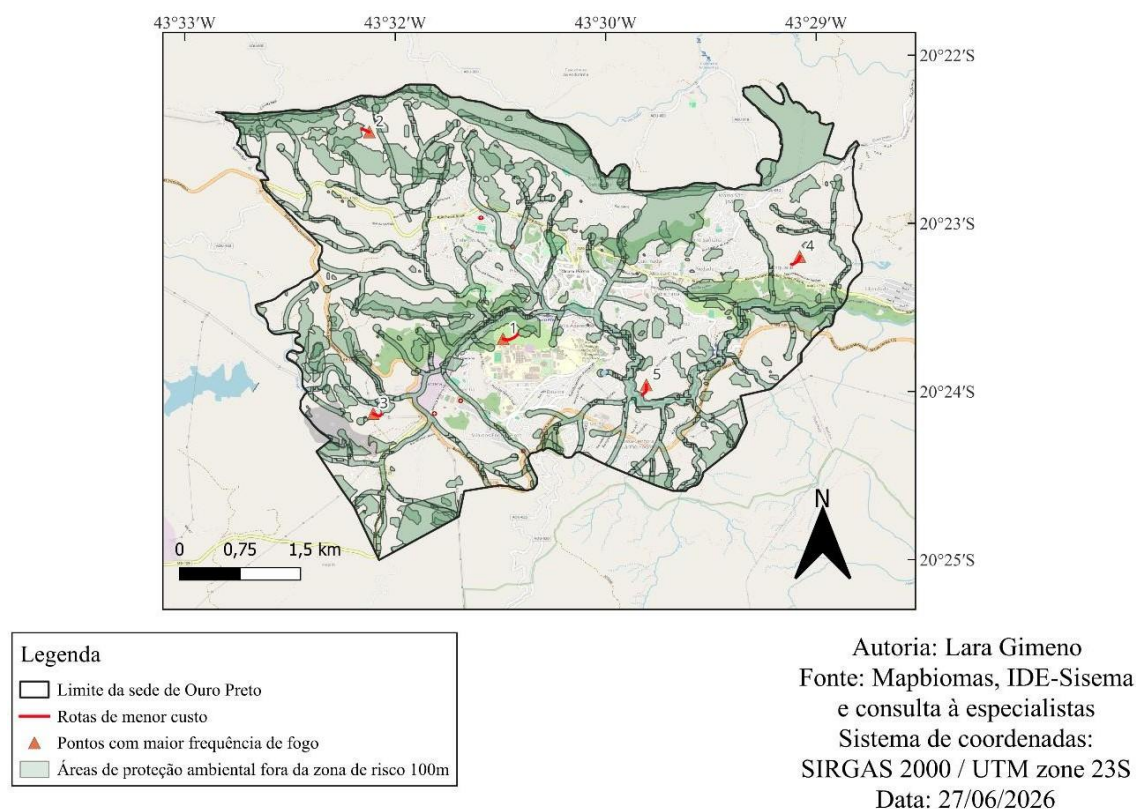


Figura 15: Rotas de fuga considerando a zona de impacto do fogo de 100m.

Quando a zona de influência do fogo é ampliada para 500 m, parte das áreas protegidas anteriormente disponíveis passa a estar inserida na região de risco, reduzindo a oferta de

refúgios próximos aos focos de incêndio. Dessa forma, o lobo-guará necessita percorrer distâncias maiores até alcançar uma área segura, resultando em rotas de menor custo mais longas, que atingem aproximadamente 596 m.

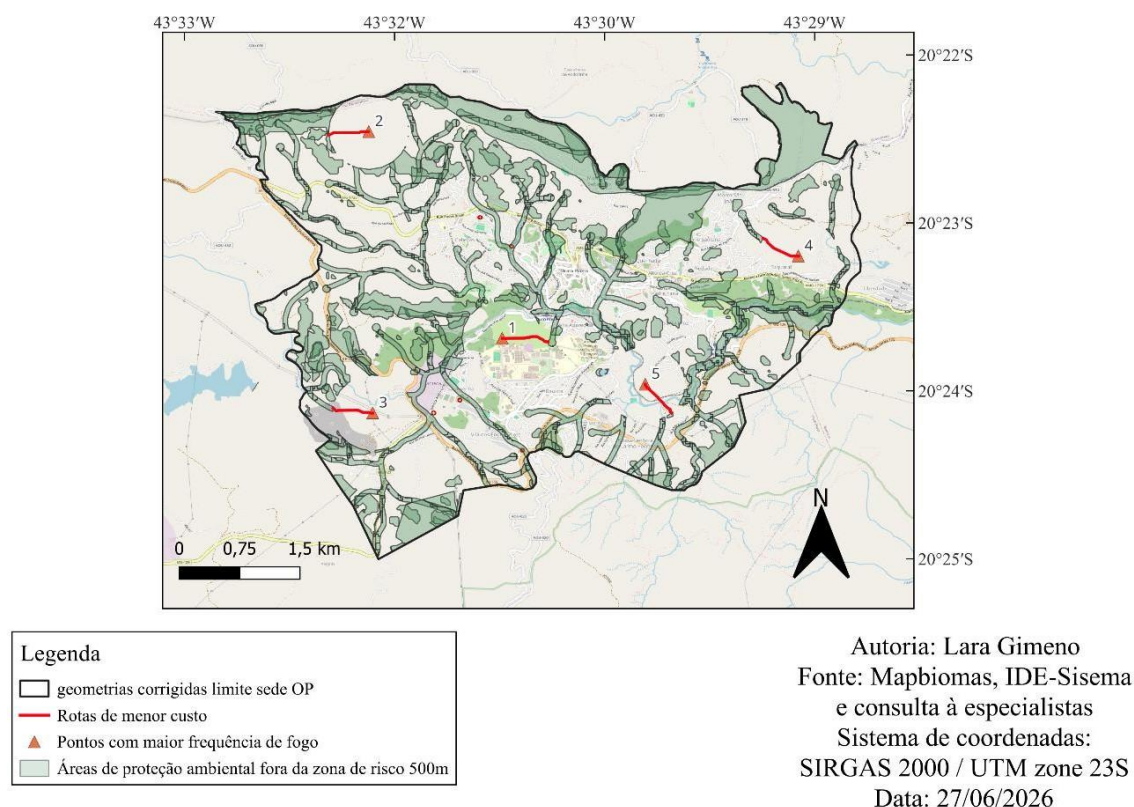


Figura 16: Rotas de fuga considerando a zona de impacto do fogo de 500m.

Tabela 3: Distância e custo acumulado de cada rota.

	Distância (m)		Custo	
	100 m	500 m	100 m	500m
Ponto 1	206,03	596,65	827,27	3537,79
Ponto 2	99,45	499,50	581,22	3171,54
Ponto 3	115,38	518,43	608,58	3542,20
Ponto 4	150,10	524,45	639,75	3476,25
Ponto 5	148,94	517,83	739,65	3637,73

A comparação entre os dois cenários evidencia que a ampliação da zona de impacto do fogo reduz a disponibilidade de refúgios próximos aos focos de incêndio, obrigando os indivíduos a percorrer distâncias progressivamente maiores para alcançar áreas protegidas. Considerando que incêndios florestais se caracterizam pela rápida propagação e pela presença de altas temperaturas, fumaça e alterações nas condições ambientais, o aumento dessas distâncias pode comprometer a eficiência das rotas de fuga e elevar o risco de mortalidade da fauna, especialmente quando associado à fragmentação da paisagem e à presença de barreiras antrópicas.

5.5 Áreas prioritárias para conservação e manejo

As rotas associadas aos pontos 2 e 4, no cenário de 100 m, e ao ponto 2, no cenário de 500 m, percorrem predominantemente formações campestres, savânicas, afloramentos rochosos e remanescentes naturais (Figuras 17 e 18). Esses ambientes apresentam elevada permeabilidade para o deslocamento do lobo-guará e não evidenciam barreiras antrópicas significativas ao longo das rotas modeladas. Nesses casos, medidas de restauração ambiental não se mostram prioritárias, sendo mais importante a manutenção da integridade desses remanescentes e a prevenção de novos processos de degradação.

Em contraste, algumas rotas atravessam ou margeiam áreas modificadas pela ação humana, indicando pontos onde intervenções podem aumentar a segurança do deslocamento da fauna.

Os trechos associados às áreas de pastagem merecem atenção principalmente pela possibilidade de interação entre fauna silvestre e animais domésticos, como é o caso da rota do ponto 3 no cenário de 100 m e o ponto 1 no cenário de 500 m. Além da competição por recursos, esse contato pode favorecer a transmissão de patógenos entre espécies, justificando medidas como manejo adequado do gado, cercamentos estratégicos e programas de educação ambiental junto aos proprietários rurais.

Já os segmentos localizados próximos às áreas classificadas como mosaico de usos e outras áreas não vegetadas representam os locais mais promissores para ações de restauração ecológica, como é o caso da rota do ponto 5 no cenário de 100 m e as rotas dos pontos 3 e 5 no cenário de 500 m. Entretanto, a simples classificação obtida por sensoriamento remoto não é suficiente para indicar automaticamente a necessidade de recuperação ambiental, sendo indispensável a realização de verificações em campo para avaliar o estado de conservação dessas áreas e sua viabilidade para implantação de corredores ecológicos.

Entre todas as rotas analisadas, o cenário de 500 m evidencia maior necessidade de intervenção, uma vez que a ampliação da zona de influência do fogo força os deslocamentos a atravessarem ambientes mais antropizados. Destaca-se especialmente a rota associada ao **ponto 5**, que percorre áreas de pastagem, mosaico de usos e outras áreas não vegetadas, aproximando-se também da área urbanizada. Essa configuração aumenta a exposição da fauna a diferentes fatores de risco, como presença humana, circulação de veículos, animais domésticos e perda de cobertura vegetal.

Nesse setor, medidas como recuperação da vegetação nativa, manutenção de áreas abertas naturais, implantação de corredores ecológicos, cercamento de áreas sensíveis e sinalização ambiental podem contribuir para aumentar a permeabilidade da paisagem e reduzir conflitos entre a fauna silvestre e as atividades humanas.

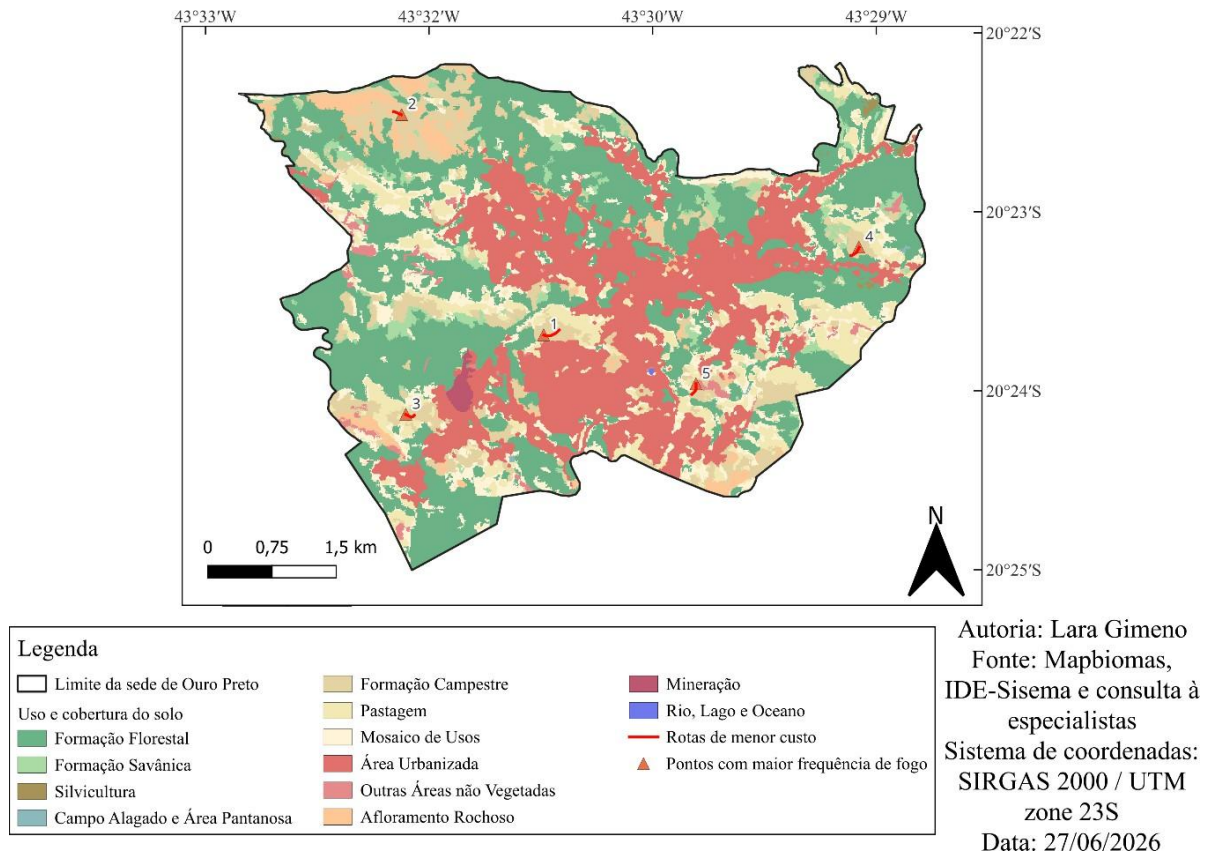


Figura 17: Cobertura e uso do solo nas rotas de menor custo considerando zona de impacto do fogo de 100m.

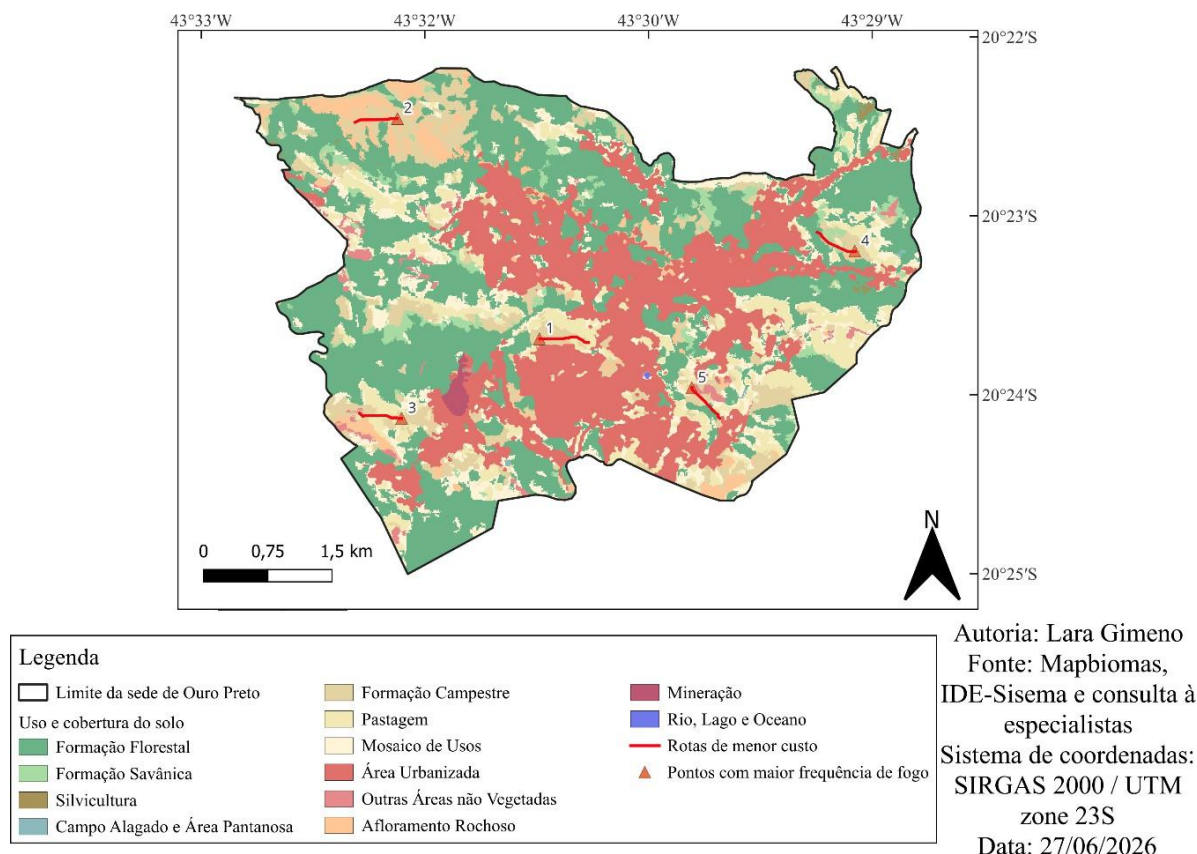


Figura 18: Cobertura e uso do solo nas rotas de menor custo considerando zona de impacto do fogo de 500m.

Os resultados demonstram que as áreas prioritárias para conservação não correspondem necessariamente aos maiores fragmentos de vegetação, mas aos trechos que garantem a continuidade das rotas de fuga entre os focos recorrentes de incêndio e as áreas protegidas. Dessa forma, pequenas áreas antropizadas localizadas ao longo desses trajetos podem exercer papel desproporcionalmente importante para a conectividade funcional da paisagem. Assim, intervenções pontuais, como restauração de pequenos trechos degradados, adequação de cercamentos, manejo de pastagens e proteção de remanescentes naturais estratégicos, podem produzir ganhos significativos para a movimentação da fauna durante eventos de incêndio.

6. Conclusão

O presente trabalho atingiu seu objetivo ao identificar rotas potenciais de deslocamento do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) na sede de Ouro Preto sob cenários de adversidade ambiental associados à ocorrência de incêndios. A integração de dados de uso e cobertura do solo, rede viária, recorrência de focos de fogo e ferramentas de modelagem de conectividade permitiu representar a paisagem sob a perspectiva da movimentação da espécie, evidenciando como alterações ambientais podem influenciar sua capacidade de deslocamento.

Os resultados demonstraram que, embora a área de estudo ainda possua uma quantidade significativa de habitat potencial, sua distribuição é fragmentada, sendo composta por um grande núcleo contínuo de vegetação e diversos fragmentos menores. Ainda assim, a proximidade entre esses remanescentes sugere potencial para manutenção da conectividade funcional, especialmente considerando a elevada capacidade de deslocamento característica do lobo-guará.

A incorporação dos cenários de propagação do fogo evidenciou que o aumento da área de influência dos incêndios não apenas eleva a resistência da paisagem, mas também reduz a disponibilidade de áreas seguras próximas aos focos, obrigando os indivíduos a percorrer distâncias maiores até alcançar locais potencialmente protegidos. Esse resultado reforça que os impactos dos incêndios sobre a fauna vão além da perda direta de habitat, comprometendo também os processos ecológicos relacionados à movimentação, dispersão e busca por refúgio.

As rotas modeladas permitiram identificar trechos estratégicos da paisagem que podem orientar ações de manejo e conservação. De maneira geral, observou-se que grande parte dos deslocamentos ocorre por áreas naturais já preservadas, indicando que a manutenção desses ambientes constitui a principal medida para garantir a conectividade da paisagem. Por outro lado, alguns trechos atravessam ou margeiam áreas de pastagem, mosaico de usos e áreas não vegetadas, indicando locais prioritários para avaliações em campo, restauração ecológica, implantação de corredores, manejo de propriedades rurais e outras medidas voltadas à redução dos riscos enfrentados pela fauna.

Por fim, este estudo demonstra que ferramentas de geoprocessamento e análise multicritério constituem importantes instrumentos de apoio ao planejamento territorial e à conservação da biodiversidade. A metodologia proposta pode ser adaptada para outras espécies e regiões sujeitas à ocorrência de incêndios, contribuindo para a identificação de áreas prioritárias para conservação, restauração ambiental e planejamento preventivo frente ao aumento da frequência e intensidade dos incêndios florestais associados às mudanças climáticas.

Nesse cenário de intensificação dos incêndios florestais, compreender como a paisagem influencia as possibilidades de fuga da fauna torna-se fundamental para que estratégias de conservação deixem de focar apenas na proteção de habitats isolados e passem a incorporar a manutenção da conectividade ecológica como elemento central do planejamento ambiental. Este estudo alcançou o propósito de identificar rotas potenciais de deslocamento para o lobo-

guará (*Chrysocyon brachyurus*) na sede de Ouro Preto, simulando trajetórias de menor custo em cenários de emergência ambiental, com ênfase no histórico de incêndios florestais. A principal inovação do trabalho reside na integração de ferramentas de ecologia da paisagem, como a modelagem de Caminhos de Menor Custo (LCP) e o Processo Hierárquico Analítico (AHP), com o planejamento de resposta a emergências climáticas. Essa abordagem preenche uma lacuna crítica na literatura local, deslocando o foco da conectividade estática tradicional para uma análise dinâmica de resiliência e fuga da fauna frente a desastres ambientais.

A contribuição central da pesquisa é o fornecimento de um diagnóstico territorial prático que expõe a vulnerabilidade da fauna na região, evidenciando que a maior parte do habitat disponível extrapola os limites jurídicos de proteção e sofre forte resistência da matriz urbana. A partir desse mapeamento, o trabalho oferece subsídios para políticas públicas de ordenamento territorial, apontando gargalos críticos prioritários que demandam intervenções mitigadoras urgentes, tais como instalação de sinalização educativa, cercamento rodoviário e manejo sanitário em áreas de pastagem.

Como limitações, destaca-se a natureza estritamente geoespacial e preditiva do modelo, que se restringiu ao cenário de incêndios e necessita de comprovação empírica local. Sendo assim, recomenda-se para trabalhos futuros a validação minuciosa das rotas em campo e a realização de vistorias técnicas nas áreas degradadas. Além disso, sugere-se a simulação de cenários alternativos que desconsiderem as zonas de amortecimento das APPs, uma vez que a intensa urbanização e a fragilidade na proteção dessas faixas podem superestimar a área de habitat efetivamente protegida. Adicionalmente, sugere-se a expansão da metodologia para abranger outras adversidades ambientais como inundações e deslizamentos e a replicação deste modelo para outros grupos taxonômicos, consolidando a eficácia da espécie-alvo como guarda-chuva regional.

7. Declaração sobre o uso de Inteligência Artificial

Durante o desenvolvimento deste Trabalho de Conclusão de Curso, foi utilizada a ferramenta de inteligência artificial generativa ChatGPT (OpenAI) e Gemini (Google) como recurso de apoio. Seu uso restringiu-se ao auxílio na revisão textual, aprimoramento da clareza e organização da redação, bem como à exploração de possibilidades metodológicas e à discussão de alternativas para interpretação e apresentação dos resultados.

A ferramenta não foi utilizada para a geração autônoma do conteúdo científico, elaboração das análises ou formulação das conclusões deste trabalho. Todas as decisões relacionadas à concepção da pesquisa, definição da metodologia, processamento e interpretação dos dados, discussão dos resultados e redação final são de responsabilidade exclusiva da autora, sob orientação da professora orientadora.

8. Referências Bibliográficas

AGHAKOUCHAK, A. et al. Climate Extremes and Compound Hazards in a Warming World. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, 2020.

ALENCAR, A. et al. Mapping Three Decades of Changes in the Brazilian Savanna Native Vegetation Using Landsat Data Processed in the Google Earth Engine Platform. **Remote. Sens.**, v. 12, p. 924, 2020.

ALMEIDA, M. A. D. Diagnóstico ambiental do rio Maracujá. 2008.

ARNELL, N. et al. Global and regional impacts of climate change at different levels of global temperature increase. **Climatic Change**, v. 155, p. 377–391, 2019.

AUFFRET, A.; PLUE, J.; COUSINS, S. The spatial and temporal components of functional connectivity in fragmented landscapes. **Ambio**, v. 44, p. 51–59, 2015.

AXIMOFF, I. et al. MEDIUM AND LARGE SIZED MAMMALS IN FRAGMENT AT CERRADO, MINAS GERAIS, BRAZIL. **Oecologia Australis**, 2022.

AZEVEDO, B. O papel da geologia no desenvolvimento do Município de Ouro Preto - MG. 2017.

AZEVEDO, L. S. B.; KLAGENBERG, E. C.; DE LIMA RUY DIAS, Á. F. Ultrasonographic Signs of *Diocetophyma renale* (GOEZE, 1972) in a Maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*). **Ensaio e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde**, 2025.

BARBOSA, E. DA S.; SOUZA, C. R. Ecologia associada a empregos de corredores ecológicos: benefício à preservação da biodiversidade brasileira. **Caderno Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 12, n. 7, 2018.

BARBOSA, E. S. S. Barreiras antropogênicas e conectividade do habitat. **Caderno Pedagógico**, v. 21, n. 3, p. e3508, 29 mar. 2024.

BEITA, C.; MURILLO, L.; ALVARADO, L. Ecological corridors in Costa Rica: An evaluation applying landscape structure, fragmentation-connectivity process, and climate adaptation. **Conservation Science and Practice**, v. 3, 2021.

BEVERLY, J.; FORBES, A. Assessing directional vulnerability to wildfire. *Natural Hazards*, v. 117, p. 831–849, 2023.

BHAKTI, T. et al. Preservation of historical heritage increases bird biodiversity in urban centers. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, p. 8758–8773, 2020.

BRITO, L. DE J. M. DE. The Short-Tailed Golden Dog Fragmented Realm: α -Hull Unravels the Maned Wolf's Hidden Population. **Wild**, v. 3, n. 1, p. 4, 13 jan. 2026.

BUTT, N. et al. Challenges in assessing the vulnerability of species to climate change to inform conservation actions. *Biological Conservation*, v. 199, p. 10–15, 2016.

CAIRES, H. et al. Roadkilled mammals in the northern Amazon region and comparisons with roadways in other regions of Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 2019.

CEBALLOS, G. et al. Accelerated Modern Human-induced Species losses: Entering the Sixth Mass Extinction. *Science Advances*, v. 1, n. 5, 19 jun. 2015.

COELHO, C. M. et al. **HABITAT USE BY WILD MANED WOLVES (*CHRYSOCYON BRACHYURUS*) IN A TRANSITION ZONE ENVIRONMENT.** [s.l: s.n.]. Disponível em: <www.mammalogy.org>, 2008.

COELHO, L. et al. Understanding factors affecting the distribution of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) in South America: Spatial dynamics and environmental drivers. *Mammalian Biology*, 2018.

CORRÊA, T. et al. Medium and large-sized mammals in Private Natural Heritage Reserves in the Quadrilátero Ferrífero of Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, v. 16, p. 383–396, 2021.

CRUZ, E. F. et al. Avaliação da vulnerabilidade ambiental do distrito de Glaura - Município de Ouro Preto-MG / The Environmental Vulnerability Evaluation of the Glaura District - Ouro Preto-MG. *Caderno de Geografia*, v. 26, p. 35–49, 2016.

CUNNINGHAM, C.; WILLIAMSON, G.; BOWMAN, D. Increasing frequency and intensity of the most extreme wildfires on Earth. *Nature Ecology & Evolution*, v. 8, p. 1420–1425, 2024.

DA COSTA, A. F.; PADOVESE, L. MANED WOLVES IN THE ECOLOGICAL STATION OF ITIRAPINA- BRAZIL: TEMPORAL AND TERRITORIAL DISTRIBUTION OF LONG-DISTANCE VOCALIZATION. *Revista do Instituto Florestal*, 2024.

DA CRUZ COSTA, I. M. et al. Spatial patterns of carnivore roadkill in a high-traffic-volume highway in the endangered Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, v. 102, p. 477–487, 2022.

DA ROCHA, R. M. C.; FIOROTTI, M. S. CORREDORES ECOLÓGICOS URBANOS: UM ESTUDO PARA CONECTAR PLANTAS, ANIMAIS E PESSOAS NA CIDADE DE VITÓRIA – ES. *Revista Científica Faesa*, 2021.

DE BRASÍLIA, C. U. *Chrysocyon brachyurus* - Ecologia e Comportamento do Lobo-guará. 2000.

DE LIMA FERREIRA, E. et al. Wild fauna as roadkill on a highway in the semiarid region of northeastern Brazil. *Ethnobiology and Conservation*, 2023.

DE SENA NOLA, Iraydes Tálita; ZUQUETTE, L. Procedures of engineering geological mapping applied to urban planning in a data-scarce area: Application in southern Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 107, p. 103141, 2021.

DI MARCO, M. et al. Drivers of change in the realised climatic niche of terrestrial mammals. *Ecography*, v. 44, p. 1180–1190, 2021.

DIDHAM, R. *Ecological Consequences of Habitat Fragmentation*. 2010.

EMMONS, L. CASTRO, J.; 4 variation in Diet and Resources. 2012.

ESPINOZA, J. C. T.; BOHÓRQUEZ, A. D. Delimitation of connectivity corridors between geographically protected urban-rural areas of the Guayaquil canton. **ESTOA**, 2025.

EWERS, R.; DIDHAM, R. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, v. 81, 2005.

EWERS, R.; DIDHAM, R. The Effect of Fragment Shape and Species' Sensitivity to Habitat Edges on Animal Population Size. *Conservation Biology*, v. 21, 2007.

FAYAD, J. et al. Numerical Assessment of Safe Separation Distance in the Wildland–Urban Interfaces. *Fire*, 2023.

FIGUEIREDO, L. et al. Understanding extinction debts: spatio-temporal scales, mechanisms and a roadmap for future research. *Ecography*, 2019.

FODEN, W. et al. Climate change vulnerability assessment of species. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change**, v. 10, 2018.

FONSECA, A. R.; SILVA, G. Mamíferos terrestres de médio e grande porte em uma área de reserva legal na região centro-oeste de Minas Gerais, Brasil. *Biotemas*, v. 32, p. 79–88, 2019.

FORTINI, L.; SCHUBERT, O. Beyond exposure, sensitivity and adaptive capacity: a response based ecological framework to assess species climate change vulnerability. *Climate Change Responses*, v. 4, p. 1–7, 2017.

FREDERICO, R.; REIS, V.; POLAZ, C. CONSERVAÇÃO DE PEIXES DE RIACHO: PLANEJAMENTO E POLÍTICAS PÚBLICAS. *Oecologia Australis*, 2021.

GANN, G. et al. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, v. 27, 2019.

GLOBAL FOOTPRINT NETWORK. **Data and Methodology**. 2025. Disponível em: <https://www.footprintnetwork.org/resources/data/>. Acesso em: 27 jan. 2026.

GOMES, A. A.; FILHO, J. F. D. P. Incentivos financeiros municipais visando a proteção ambiental: análise da experiência em Ouro Preto, MG. **Revista Monografias Ambientais**, v. 1, p. 12, 2020.

GREGORY, A. et al. Toward Best Management Practices for Ecological Corridors. **Land**, 2021.

GUAN, X. et al. Long-term ecological effectiveness of the Three-North shelterbelt program assessed by changes in ecosystem services. **Scientific reports**, 2026.

GUISAN, A. et al. Unifying niche shift studies: insights from biological invasions. **Trends in ecology & evolution**, v. 29 5, p. 260–269, 2014.

GVOZDEN-SLIŠKO, D. et al. Ecological corridors: Perspective for spatial planning in the Republic of Srpska. **Planska i normativna zaštita prostora i životne sredine - zbornik radova**, 2024.

HÄLLFORS, M. et al. Recent range shifts of moths, butterflies, and birds are driven by the breadth of their climatic niche. **Evolution Letters**, v. 8, p. 89–100, 2023.

HANSKI, I. Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. **AMBIO**, v. 40, p. 248–255, 2011.

HESS, G.; FISCHER, R. Communicating clearly about conservation corridors. **Landscape and Urban Planning**, v. 55, p. 195–208, 2001.

HILTY, J. et al. Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors. 2020.

HUGHES, A. et al. Predicting the sensitivity of marine populations to rising temperatures. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 2018.

IGNATIEVA, M.; STEWART, G.; MEURK, C. Planning and design of ecological networks in urban areas. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 7, p. 17–25, 2010.

JACKSON, S. et al. Ecology and the ratchet of events: Climate variability, niche dimensions, and species distributions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, p. 19685–19692, 2009.

JANECKE, B.; BOLTON, J. Variation in mammal diversity and habitat affect heterogeneity and processes of a granite catena. KOEDOE - African Protected Area Conservation and Science, 2020.

JENNINGS, M.; ZELLER, K.; LEWISON, R. Supporting Adaptive Connectivity in Dynamic Landscapes. **Land**, 2020.

KAISER-BUNBURY, C. et al. Ecosystem restoration strengthens pollination network resilience and function. **Nature**, v. 542, p. 223–227, 2017.

KNOPFF, K. et al. Methods for Postdisaster Impact Assessment: A Case Study of the Impacts of the Fundão Dam Failure on Terrestrial Species Threatened with Extinction. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 16, 2020.

KRAUSS, J. et al. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters*, v. 13, p. 597–605, 2010.

KUUSSAARI, M. et al. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in ecology & evolution*, v. 24 10, p. 564–571, 2009.

LAURANCE, W. et al. Habitat Fragmentation, Variable Edge Effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis. **PLoS ONE**, v. 2, 2007.

LECLÈRE, D. et al. Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. *Nature*, v. 585, p. 551–556, 2020.

LI, G., Fang, C., Li, Y., Wang, Z.-B., Sun, S., He, S., Qi, W., Bao, C., H.-L., Fan, Y., Feng, Y., & Liu, X. (2022). Global impacts of future urban expansion on terrestrial vertebrate diversity. *Nature Communications*, 13. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-29324-2>

LIMA, V. et al. Climate change threatens native potential agroforestry plant species in Brazil. **Scientific Reports**, v. 12, 2022.

LITTLEFIELD, C. E., Krosby, M., Michalak, J. L., & Lawler, J. (2019). Connectivity for species on the move: supporting climate-driven range shifts. *Frontiers in Ecology and the Environment*. <https://doi.org/10.1002/fee.2043>

LIU, Y.; HUANG, T.; ZHENG, X. A method of linking functional and structural connectivity analysis in urban green infrastructure network construction. **Urban Ecosystems**, p. 1–17, 2022.

LUCON, T. Análise espacial das áreas verdes do perímetro urbano de Ouro Preto (MG). 2011.

LYRA-JORGE, M. C. et al. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, v. 56, n. 3, p. 359–368, 2010.

MACHADO, S. F.; ALVES, K. D. S. Turismo e meio ambiente: relação de interdependência. **Mathematical Models and Methods in Applied Sciences**, v. 6, p. 219–241, 2014.

MACHADO, S.; FILHO, R. E. F.; NOGUEIRA, S. M. A. Public use and conservation of trails at the Parque Natural Municipal das Andorinhas, Ouro Preto, Brazil. **Revista Brasileira de Ecoturismo (RBEcotur)**, 2021.

MAGALHÃES, I. A. L.; THIAGO, C.; SANTOS, A. R. DOS. Identificação de Fragmentos Florestais Potenciais para a delimitação de Corredores Ecológicos na bacia hidrográfica do Rio Itapemirim, ES por meio de técnicas de Sensoriamento Remoto. v. 13, p. 595–612, 2020.

MAGIOLI, M. **Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” Conservação de mamíferos de médio-grande porte em paisagem agrícola: estrutura de assembleias, ecologia trófica e diversidade funcional Piracicaba 2013**. [s.l.: s.n.].

MANTOVANI, J. et al. Novel Landslide Susceptibility Mapping Based on Multi-criteria Decision-Making in Ouro Preto, Brazil. *Journal of Geovisualization and Spatial Analysis*, v. 7, p. 1–17, 2023.

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (Coleção 10). [S. l.], 2024. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/mapbiomas-cobertura-10m/>. Acesso em: 27 de abril de 2026.

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual das Áreas Queimadas no Brasil (Coleção 5: 1985-2025). [S. l.], 2025. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/mapbiomas-fogo/>. Acesso em: 25 de junho de 2026.

MARCHIORO, C.; SANTOS, K. L. DOS; SIMINSKI, A. Present and future of the critically endangered *Araucaria angustifolia* due to climate change and habitat loss. **Forestry**, v. 93, p. 401–410, 2020.

MARQUES, R. V.; FABIÁN, M. The maned wolf in the ecotone between forest and grasslands at the limits of its distribution in a subtropical environment = O lobo-guará no ecótono entre floresta e campo nos limites de sua distribuição em um ambiente subtropical. **Bioscience Journal**, v. 29, 2013.

MARTÍNEZ-RICHART, A. I. et al. A review of structural and functional connectivity studies in European forests. **Landscape Ecology**, v. 40, 2024.

MARTINS, C. et al. Fauna de abelhas de campos rupestres ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. v. 5, maio 2012. MARTINS, S. K. B.; MARTINES, M. R.; TOPPA, R. H. Análise da paisagem urbana visando a implantação de corredor ecológico entre os dois maiores fragmentos florestais do município de Campinas (São Paulo, Brasil): a Mata de Santa Genebra e a Mata Ribeirão Cachoeira. *Geography Department University of Sao Paulo*, v. 44, p. e216366, 13 dez. 2024.

MELO, F.; FERREIRA, A.; RODRIGUES, F. Primeiro registro de *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758 (Pilosa, Myrmecophagidae) e *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815) (Carnivora, Canidae) na Reserva Ecológica da Universidade Estadual de Goiás, Brasil. v. 5, p. 243–256, 2017.

MELO, L. et al. Secret lives of maned wolves (*Chrysocyon brachyurus* Illiger 1815): as revealed by GPS tracking collars. **Journal of Zoology**, v. 271, p. 27–36, 2006.

MIMET, A. et al. Assessing functional connectivity: a landscape approach for handling multiple ecological requirements. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 4, 2013.

MODICA, G. et al. Implementation of multispecies ecological networks at the regional scale: analysis and multi-temporal assessment. **Journal of environmental management**, v. 289, p. 112494, 2021.

MORAES, R. et al. Inside out: heart rate monitoring to advance the welfare and conservation of maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*). **Conservation Physiology**, v. 9, 2021.

MORAIS, A. et al. Multi-taxon inventory and landscape characterization in an agrosystem of the Brazilian Midwest targeted for payment for environmental services. **Biota Neotropica**, 2022.

MORENO-MATEOS, D. et al. The long-term restoration of ecosystem complexity. **Nature Ecology & Evolution**, v. 4, p. 676–685, 2020.

MOTTA-JUNIOR, J. et al. Diet of the maned wolf, *Chrysocyon brachyurus*, in central Brazil. **Journal of Zoology**, v. 240, p. 277–284, 1996.

MU, H. et al. Moving in the landscape: Omnidirectional connectivity dynamics in China from 1985 to 2020. **Environmental Impact Assessment Review**, 2025.

MYERS, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., Fonseca, G., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403, 853–858.

OROZCO, M. et al. Updating the distribution range of the maned wolf *Chrysocyon brachyurus* in Argentina. **Oryx**, v. 57, p. 248–251, 2022.

PENG, J.; ZHAO, H.; LIU, Y.-X. Urban ecological corridors construction: A review. **Acta Ecologica Sinica**, v. 37, p. 23–30, 2017.

PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; BARROS, C. S. **Vivendo em um Mundo em Pedços: Efeitos da Fragmentação Florestal sobre Comunidades e Populações Animais**. [s.l.: s.n.].

POWERS, R.; JETZ, W. Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. **Nature Climate Change**, v. 9, p. 323–329, 2019.

QIAN, J. et al. Selecting flagship species to solve a biodiversity conservation conundrum. **Plant Diversity**, v. 42, p. 488–491, 2020.

QUEIROLO, D.; MOTTA-JUNIOR, J. Prey availability and diet of maned wolf in Serra da Canastra National Park, southeastern Brazil. **Acta Theriologica**, v. 52, p. 391–402, 2007.

RAMOS, T. M. et al. Assessing the Impact of Land Use, Land Cover, and Precipitation on Water Quality in the Funil Stream, Ouro Preto – MG, Brazil. **International Journal of Geoscience, Engineering and Technology**, 2025.

RAZGOUR, O. et al. Considering adaptive genetic variation in climate change vulnerability assessment reduces species range loss projections. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 116, p. 10418–10423, 2019.

RESCH, M. et al. Evaluating long-term success in grassland restoration: an ecosystem multifunctionality approach. **Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America**, 2020.

RIBAS. ANÁLISE ESPACIAL DA CONECTIVIDADE ESTRUTURAL NA PAISAGEM: UMA APLICAÇÃO NO MOSAICO DE ÁREAS PROTEGIDAS DO ESPINHAÇO: ALTO JEQUITINHONHA – SERRA DO CABRAL. [s.l: s.n.].

RIBEIRO, M., Metzger, J., Martensen, A. C., Ponzoni, F., & Hirota, M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, 142, 1141-1153.

RIERA, R. et al. Navigating biodiversity patterns in fragmented seagrass mosaics. **Scientific Reports**, v. 15, 2025.

Rinderer, M., Ali, G., & Larsen, L. G. (2018). Assessing structural, functional and effective hydrologic connectivity with brain neuroscience methods: State-of-the-art and research directions. *Earth-Science Reviews*, 178, 29–47. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.01.009>

ROBERGE, J.-M.; ANGELSTAM, P. Usefulness of the Umbrella Species Concept as a Conservation Tool. **Conservation Biology**, v. 18, 2004.

RODRIGUES, A.; MALAFAIA, G.; CASTRO, P. Avaliação ambiental de trechos de rios na região de Ouro Preto-MG através de um protocolo de avaliação rápida. v. 10, p. 74–83, 2008.

ROSA, M. R. et al. **Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs**Sci. Adv. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.science.org>>.

RUDNICK, D. et al. The Role of Landscape Connectivity in Planning and Implementing Conservation and Restoration Priorities. *Issues in Ecology*. 2012.

SAATY, T.; VARGAS, L.; ST, C. The Analytic Hierarchy Process. [s.l: s.n.].

SAURA, S. et al. Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses. **Forest Ecology and Management**, v. 262, p. 150–160, 2011.

SCARANO, F. R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2319–2331, 23 set. 2015.

SCHMIDT, J. et al. Spatial distribution of wildfire threat in the far north: exposure assessment in boreal communities. *Natural Hazards*, v. 120, p. 4901–4924, 2024.

SHEN, J.-K. et al. Improving landscape ecological network connectivity in urbanizing areas from dual dimensions of structure and function. **Ecological Modelling**, 2023.

SHINNEMAN, D. et al. The ecological uncertainty of wildfire fuel breaks: examples from the sagebrush steppe. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2019.

SILLIMAN, B. et al. Harnessing ecological theory to enhance ecosystem restoration. **Current biology : CB**, v. 34 9, 2024.

SILVA, E.; RIBEIRO, G. AbstractResumo Environmental Problems Caused by Ecotourism in the Urban Sector of the Subdistrict of Lavras Novas, Ouro Preto, MG. 2005.

SILVA, R. A. et al. Forest cover evaluation in the Atlantic forest landscape of the Ouro Preto region – MG, in the year 2010. **Cerne**, v. 21, n. 2, p. 301–309, 1 abr. 2015.

SILVA, R. A. et al. THE LANDSCAPE OF OURO PRETO (MG, BRAZIL) THROUGH ANALYSIS OF ANTHROPIC ACTIVITIES IN RELATION TO THE ENVIRONMENTAL CONSERVATION. **FLORESTA**, 2018.

SILVA, R. A.; PEREIRA, J. A. A.; ALVES, S. F. N. DA S. C. The landscapes from Ouro Preto, Minas Gerais State: Decoding in space and time. **Ornamental Horticulture**, v. 25, n. 1, p. 9–17, 2019.

SIMONSON, W. D. et al. Enhancing climate change resilience of ecological restoration — A framework for action. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 300–310, 1 jul. 2021.

SMITH, A. et al. Quiet islands in a world of fear: Wolves seek core zones of protected areas to escape human disturbance. **Biological Conservation**, 2022.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION (SER) INTERNATIONAL - GRUPO DE TRABALHO SOBRE CIÊNCIA E POLÍTICA. Princípios da SER International sobre a restauração ecológica. Tucson: SER, 2004. Disponível em: https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Primer/ser-primer-portuguese.pdf

SOUZA, S. R. et al. Avaliação de materiais didáticos propostos pelo plano de ação nacional em auxílio da conservação do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*). **ForScience**, v. 8, n. 1, p. e00511, 22 maio 2020.

STADTMANN, S.; SEDDON, P. Release site selection: reintroductions and the habitat concept. *Oryx*, v. 54, p. 687–695, 2018.

SUN, J. et al. Facing the Wildfire Spread Risk Challenge: Where Are We Now and Where Are We Going? *Fire*, 2023.

THURMAN, L. et al. Persist in place or shift in space? Evaluating the adaptive capacity of species to climate change. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 2020.

TIAN, D. et al. Ecosystem restoration and belowground multifunctionality: A network view. **Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America**, 2022.

TINGLEY, M. et al. Colloquium Papers: Birds track their Grinnellian niche through a century of climate change. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 2009.

TORRES, R.; JAYAT, J.; PACHECO, S. Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope and conservation of the Maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*). **Mammalian Biology**, v. 78, p. 41–49, 2012.

TROLLE, M. et al. Camera-trap studies of maned wolf density in the Cerrado and the Pantanal of Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 1197–1204, abr. 2007.

TURLURE, C. et al. Suitability and Transferability of the Resource-Based Habitat Concept: A Test With an Assemblage of Butterflies. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 2019.

VANCINE, M. et al. The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. **Biological Conservation**, 2024.

VEECH, J. *Habitat Ecology and Analysis*. 2021.

VERSIANI, N. et al. Protected areas and unpaved roads mediate habitat use of the giant anteater in anthropogenic landscapes. **Journal of Mammalogy**, v. 102, p. 802–813, 2021.

VÍDEO: Lobo-guará é visto correndo por cidade histórica de MG afetada por incêndios. Itatiaia, Ouro Preto, 06 de set. 2024. Disponível em:

<https://www.itatiaia.com.br/noticias/video-lobo-guara-e-visto-correndo-por-cidade-historica-de-mg-afetada-por-incendios/> . Acesso em: 23 de jun. 2026.

VIEIRA-ALENCAR, J. et al. How habitat loss and fragmentation are reducing conservation opportunities for vertebrates in the most threatened savanna of the World. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 2023.

WAHEED, M. et al. From Ecological Niche to Conservation Planning; Climate-Driven Range Dynamics of *Ephedra intermedia* in Central Asia. **Ecology and Evolution**, v. 15, 2025.

WANG, Y.-J. et al. Delimitation of ecological corridors in a highly urbanizing region based on circuit theory and MSPA. **Ecological Indicators**, 2022.

WASKO, C. et al. Evidence of shorter more extreme rainfalls and increased flood variability under climate change. **Journal of Hydrology**, 2021.

WINDT, H.; SWART, J. Ecological corridors, connecting science and politics: the case of the Green River in the Netherlands. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, p. 124–132, 2007.

YIN, C.; ZHAO, W.; PEREIRA, P. Ecosystem restoration along the “pattern-process-service-sustainability” path for achieving land degradation neutrality. **Landscape and Urban Planning**, 2025.

ZÁRATE, L.; ARNALDOS, J.; CASAL, J. Establishing safety distances for wildland fires. *Fire Safety Journal*, v. 43, p. 565–575, 2008.

ZHANG, H.; CHASE, J.; LIAO, J. Habitat amount modulates biodiversity responses to fragmentation. **Nature Ecology & Evolution**, v. 8, p. 1437–1447, 2024.

ZHOU, Y. et al. Optimizing an Urban Green Space Ecological Network by Coupling Structural and Functional Connectivity: A Case for Biodiversity Conservation Planning. **Sustainability**, 2023.

ZURELL, D. et al. Range and climate niche shifts in European and North American breeding birds. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 379, 2024.