

DAYANE LOPES PINTO

**ESTUDO DA PAISAGEM E APLICAÇÃO DA LÓGICA *FUZZY* NA CRIAÇÃO DE
CORREDORES ECOLÓGICOS ENTRE FRAGMENTOS FLORESTAIS E ÁREAS
PROTEGIDAS NA ZONA DA MATA, MINAS GERAIS, BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para a obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Gumercindo Souza Lima

Coorientadores: Alexandre Simões Lorenzon
Alexandre Rosa dos Santos

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2020**

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da
Universidade Federal de Viçosa - Campus Viçosa

T

P659e
2020

Pinto, Dayane Lopes, 1992-
Estudo da paisagem e aplicação da lógica Fuzzy na criação de
corredores ecológicos entre fragmentos florestais e áreas protegidas na
Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil / Dayane Lopes Pinto. - Viçosa,
MG, 2020.
52 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexo.
Inclui apêndices.
Orientador: Gumercindo Souza Lima.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Referências bibliográficas: f.42-48.

1. Ecologia florestal - Mata Atlântica. 2. Florestas - Conservação.
3. Ecologia paisagística. 4. Corredores ecológicos. I. Universidade
Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Florestal. Programa de
Pós-Graduação em Ciência Florestal. II. Título.

CDO adapt. CDD 634.94

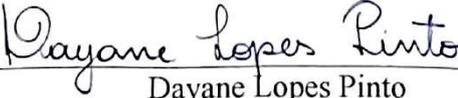
DAYANE LOPES PINTO

**ESTUDO DA PAISAGEM E APLICAÇÃO DA LÓGICA *FUZZY* NA CRIAÇÃO DE
CORREDORES ECOLÓGICOS ENTRE FRAGMENTOS FLORESTAIS E ÁREAS
PROTEGIDAS NA ZONA DA MATA, MINAS GERAIS, BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para a obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 03 de março de 2020.

Assentimento:



Dayane Lopes Pinto
Autora



Gumercindo Souza Lima
Orientador

*Aos meus pais, Adelaine Lopes dos Santos e Walmy Bento Pinto,
e ao meu irmão Marcos Henrique pelo amor, compreensão e incentivo.
A minha avó Maria Souza Franca, em memória, e, em especial,
a todas as mulheres que lutaram, e permanecem lutando, para que outras mulheres
possam ocupar seus lugares no universo da Ciência e no mercado de trabalho.*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A toda a minha família e em especial ao meu pai, que sempre me apontou os estudos como caminho de emancipação e nunca mediu esforços para me ajudar a concretizar esse sonho.

Aos professores(a) e amigos(a) que me despertaram o interesse pela área acadêmica, me ajudando a enxergar infinitas possibilidades de aproximar a ciência das importantes demandas da sociedade e de contribuir para a formação profissional qualificada de outras pessoas.

Aos integrantes da República Scamanacho, uma grande família que ganhei em Viçosa, e aos amigos e amigas que fiz durante esse breve e intenso período. Essa jornada com vocês tornou-se mais divertida, politizada e cheia de afeto. Vocês foram essenciais.

Ao meu orientador, o Prof. Gumerindo Souza Lima por me proporcionar uma orientação leve e empoderadora, me dando autonomia e confiando no meu potencial.

Ao Dr. Nero Lemos que, com muito altruísmo e paciência, me ensinou a trilhar os caminhos do geoprocessamento se tornando essencial para a concretização deste trabalho.

Aos professores Alexandre Lorenzon, Alexandre Rosa e Gustavo Marcatti bem como os engenheiros Fernando Pimenta e Pedro Mota que também me ensinaram muito e ajudaram, acrescentando imprescindíveis contribuições neste trabalho.

Aos amigos e membros do Laboratório SIGMA por me acolherem nesse time de pessoas tão qualificadas e altruístas e por tornarem os dias de trabalho sempre agradáveis.

Ao João, meu companheiro, que com amor e cuidado me ajudou a manter a mente sadia e o coração aquecido nesta reta final.

A Coordenação do PPGCF, do qual fui membro como representante estudantil, pelo aprendizado e perseverança em meio a tantas perdas que as pós graduações vem sofrendo.

Aos professores, pelo conhecimento técnico qualificado, e aos servidores e terceirizados do Departamento de Engenharia Florestal, com destaque ao Alexandre, Chiquinho e Bethi.

A oportunidade de conhecer e estudar o território da Zona da Mata, uma região de paisagens incríveis, mas que carece de muito mais atenção e cuidado para suas florestas.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento e apoio desta pesquisa.

A Universidade Federal de Viçosa, pela estrutura e espírito de comunidade admirável.

Aos membros da banca pelas sábias correções e a todos(a) que contribuíram neste trabalho.

Por fim, aos que, como eu, são resistência diante as inegáveis ameaças do governo atual à educação pública de qualidade, à democracia, aos direitos civis e às conquistas sociais.

“Vou aprender a ler para ensinar os meus camaradas”

Capinam e Roberto Mendes

RESUMO

PINTO, Dayane Lopes, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2020. **Estudo da paisagem e aplicação da lógica *Fuzzy* na criação de corredores ecológicos entre fragmentos florestais e áreas protegidas na Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil.** Orientador: Gumercindo Souza Lima. Coorientadores: Alexandre Simões Lorenzon e Alexandre Rosa dos Santos.

A criação de corredores ecológicos se tornou uma importante medida de mitigação dos efeitos da fragmentação florestal, ao proporcionar o aumento do fluxo gênico em função da maior permeabilidade de espécies na paisagem. O objetivo deste trabalho foi gerar uma proposta de rede de corredores ecológicos para a Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil. Para isso a análise da evolução temporal do uso e cobertura da terra, entre os anos 1985 e 2018, foi realizada com uso das imagens classificadas do Projeto MapBiomias. Os 100 fragmentos potencialmente mais conservados e aptos para integrar os corredores foram identificados com aplicação da lógica *Fuzzy* nos índices de ecologia da paisagem (IEP). A rota ideal para conectar o Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira, o Parque Nacional do Caparaó e os fragmentos potenciais, foi delimitada com uso do método do caminho de menor custo (CMC), considerando as variáveis: uso da terra, declividade, IEP e Áreas de Preservação Permanente (APPs). Os corredores foram gerados conforme as determinações da Resolução do CONAMA Nº 09/96. A paisagem da Zona da Mata apresentou domínio da classe Pastagem desde 1985. Os fragmentos menores que 5 ha representaram mais de 69% dos fragmentos remanescentes, e estão sob forte efeito de borda. A maior parte dos fragmentos não estão aptos a integrar os corredores, ainda assim a rota obtida conseguiu conectar quase todos os fragmentos com potencial alto e muito alto de conservação. A rede de corredores apresentou comprimento de 359,11 km e área total de 75.804,37 ha, sendo que 53,77% do uso da terra nesta área é conflitante com o permitido pela legislação. As APPs da Zona da Mata e as localizadas dentro dos corredores apresentaram predomínio das classes Pastagem e Mosaico de Agricultura e Pastagem. A aplicação do conceito *Fuzzy*, atrelado ao método do CMC, possibilitou a elaboração de uma proposta eficiente de conexão entre áreas ecologicamente importantes da Zona da Mata, podendo ser aplicados para qualquer lugar do mundo. A criação da rede de corredores ecológicos e a adoção de medidas de restauração, fomento e fiscalização ambiental, com foco nas APPs, podem contribuir significativamente na proteção dos fragmentos remanescentes da área de estudo.

Palavras-chave: Floresta atlântica. Conservação. Ecologia de paisagem. Floresta estacional semidecidual.

ABSTRACT

PINTO, Dayane Lopes, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2020. **Landscape study and application of *Fuzzy logic* to create ecological corridors between forest fragments and protected areas in Zona da Mata, Minas Gerais, Brazil.** Advisor: Gumercindo Souza Lima. Co-advisors: Alexandre Simões Lorenzon and Alexandre Rosa dos Santos.

The creation of ecological corridors, has become an important action to mitigate the effects of habitats fragmentation, by providing an increase in the permeability of species and gene flow at the landscape level. The main objective of this work was to generate a proposal of ecological corridors network for Zona da Mata region, Minas Gerais, Brazil. To achieve this goal, temporal evolution of land use and land cover in the study area were analyzed, between the 1985 and 2018 years, using the classified images from the MapBiomas Project. The 100 potentially more conserved fragments, and able to integrate the corridors, were identified with Fuzzy logic application in the metrics indexes of landscape ecology (IEP). An ideal route to connect the Serra Negra da Mantiqueira State Park, Caparaó National Park and potential fragments, was delimited using the least cost path (LCP) method, considering the variables: land use, slope, IEP and Permanent Preservation Areas. CONAMA N° 09/06 resolution was used as guide to the generation of the corridors. Zona da Mata landscape has Pasture class predominant since 1985. Fragments smaller than 5 ha represented more than 69% of the remaining fragments, and are under strong edge effect. Most of the fragments are not able to integrate the ecological corridors, but the corridor route has managed to connect almost all fragments with high and very high conservation potential. The proposed corridor network had a length of 359.11 km and a total area of 75,804.37 ha, with 53.77% of land use in this area being in conflict with that permitted by legislation. Permanent Preservation Areas of Zona da Mata and those located inside the corridor showed a predominance of the Pasture and Mosaic Agriculture and Pasture classes. Fuzzy concept application, linked to the least cost path method, enabled the elaboration of an efficient proposal to connect ecologically important areas of the Zona da Mata, and this same methodology can be applied to any place of world. Networks of ecological corridors the adoption of forest restoration measures, and environmental inspection, mainly in APPs, can contribute to protect remaining fragments in the study area.

Keywords: Atlantic forest. Conservation. Landscape ecology. Seasonal semideciduous forest.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. MATERIAL E MÉTODOS	11
2.1. Área de estudo	11
2.2. Análise da evolução temporal da paisagem	12
2.2.1. Etapa 1. Base de dados	13
2.2.2. Etapa 2. Evolução do uso e cobertura da terra entre 1985 e 2018.....	13
2.2.3. Etapa 3. Estrutura dos fragmentos florestais	14
2.3. Proposta de implementação de corredor ecológico	15
2.3.1. Etapa 1: Base de dados	16
2.3.2. Etapa 2. Delimitação das Áreas de Preservação Permanente (APPs)	16
2.3.3. Etapa 3. Aplicação da lógica <i>Fuzzy</i> e seleção de fragmentos potenciais .	17
2.3.4. Etapa 4. Aplicação do método Caminho de Menor Custo (CMC).....	20
2.4. Uso e cobertura da terra no corredor ecológico e nas APPs.....	21
3. RESULTADOS	22
3.1 Análise da evolução temporal da paisagem	22
3.2 Proposta de implementação de corredor ecológico.....	25
3.3 Uso e cobertura da terra no corredor ecológico e nas APPs	29
4. DISCUSSÃO.....	32
4.1 Análise da evolução temporal da paisagem	32
4.2 Proposta de implementação de corredor ecológico.....	37
5. CONCLUSÃO.....	41
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	42
APÊNDICES	48
ANEXOS.....	51

1. INTRODUÇÃO

A fragmentação florestal e as alterações ao longo da paisagem ocorrem sob influência de uma série de fatores, podendo ser eles naturais, com os ataques de pragas e incêndios florestais, ou de ação antrópica, com as mudanças no uso da terra, urbanização e construção de rodovias (BRANDO et al., 2014; HERMOSILLA et al., 2019; LIU et al., 2019; NEWBOLD et al., 2015). Todos estes fatores, e principalmente os de ação antrópica, provocaram a supressão de grande parte da cobertura florestal do planeta no último século, com uma tendência de maior concentração dessa perda nos trópicos (HANSEN, 2013).

Os impactos gerados pela fragmentação na estrutura das comunidades já foram reconhecidos como uma ameaça à integridade de diversos ecossistemas pelo mundo, podendo reduzir entre 13 e 75% da biodiversidade, a depender do bioma (BENÍTEZ-MALVIDO et al., 2016; HADDAD et al., 2015). A proximidade dos fragmentos remanescentes com áreas fortemente antropizadas potencializa ainda mais as ameaças uma vez que acentua os efeitos de borda, que geram como consequência a redução do fluxo gênico, a intensificação da competição entre espécies, deriva genética, redução das populações bem como o aumento no risco de extinção das espécies mais vulneráveis (CARVALHO et al., 2015; EMER et al., 2018; IBÁÑEZ et al., 2014; MAGNAGO et al., 2015; MARTINSON; FAGAN, 2014; MORANTE-FILHO; ARROYO-RODRÍGUEZ; FARIA, 2016; TILMAN et al., 1994). Previsões futuras já apontaram para a queda de mais de 3,4% da riqueza global de espécies, até 2100, principalmente nos países com biodiversidade e subdesenvolvidos, caso esses avanços sobre as florestas continuem (NEWBOLD et al., 2015).

O Brasil é um dos países que abriga as maiores áreas de floresta tropical do planeta e já foi apontado como o segundo país com maior perda bruta de florestas (HANSEN, 2013). Embora as taxas de supressão florestal tenham diminuído nas últimas décadas, é alarmante o processo de fragmentação das florestas brasileiras ao longo do tempo, principalmente no bioma Mata Atlântica, considerado um *hotspot* ou ponto quente para conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000).

A Mata Atlântica possui uma das maiores taxas de endemismo e riqueza de espécies entre os biomas do planeta (MITTERMEIER et al., 2011). O processo de ocupação humana em sua área de distribuição, ao longo dos anos, provocou uma drástica redução dos 1,3 milhão de km² de floresta originais, a cerca de 28% de cobertura florestal nativa, em diferentes estados de regeneração (REZENDE et al., 2018). A cobertura atual está concentrada em pequenos fragmentos, que sofrem nocivamente com os efeitos de borda e o isolamento

genético de espécies, provocando uma série de impactos negativos nos ecossistemas (CARVALHO; BRAGA; NASCIMENTO, 2015; EMER et al., 2018; HADDAD et al., 2015; MAGNAGO et al., 2017; MUYLAERT et al., 2018; RIBEIRO et al., 2009; SANTOS et al., 2018). As pressões sobre a biodiversidade do bioma aumentam ainda mais com as mudanças climáticas, sendo este um dos 3 hotspots mais vulneráveis às mudanças climáticas e de uso da terra (BELLARD et al., 2014; SCARANO; CEOTTO, 2015).

A Zona da Mata é uma das mesorregiões do estado de Minas Gerais que está sob o domínio de ocorrência da Floresta Estacional Semidecidual, uma das maiores fitofisionomias do bioma Mata Atlântica (VELOSO et al., 1991). A mesorregião recebeu este nome devido ao predomínio da vegetação florestal, que por muito tempo permaneceu intocada (VALVERDE, 1958). O avanço das fronteiras agrícolas, no entanto, provocou o intenso desmatamento das florestas primárias, principalmente para implantação de plantios de café, provocando sérias alterações na paisagem e a grande fragmentação da vegetação. A Zona da Mata, mesmo fragmentada, ainda abriga uma série de áreas-chave para conservação da biodiversidade (NEVES et al., 2017). A presença de espécies com alto grau de endemismo e que se enquadram nas categorias sob ameaça, raras ou em risco de extinção em fragmentos da mesorregião (BARBOSA et al., 2015; BASÍLIO et al., 2015, NEVES et al., 2017; ROCHA et al., 2017), sugerem a necessidade de adoção de medidas de gerenciamento da paisagem para proteger a biodiversidade remanescente.

A criação de Corredores Ecológicos (CEs) constitui uma importante estratégia de mitigação dos efeitos negativos da fragmentação em paisagens antropizadas, e tem se tornado cada vez mais efetiva com o avanço dos métodos e ferramentas de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) (LIANG et al., 2018; SANTOS et al., 2016; SANTOS et al., 2018). Os CEs funcionam como redes de conexão entre paisagens fragmentadas e unidades protegidas, no qual espécies podem se deslocar com maior facilidade aumentando o fluxo gênico e a resiliência dos fragmentos às alterações ambientais (SANTOS et al., 2016, LORO et al., 2015, PERKL, 2016; SANTOS. et al., 2018).

O pequeno número de corredores implantados no estado de Minas Gerais, em detrimento da quantidade de áreas ecologicamente importantes do bioma Mata Atlântica no estado e, particularmente, na Zona da Mata, aponta para a necessidade de mais estudos que venham trazer propostas aplicáveis de conectividade, a fim de conservar estas áreas. Sendo assim, o objetivo principal deste estudo foi gerar uma proposta de rede de corredores ecológicos para a Zona da Mata. Para isso, os seguintes objetivos específicos foram listados:

(i) analisar a evolução do uso e cobertura da terra entre 1985 e 2018; (ii) mapear e caracterizar a estrutura dos fragmentos remanescentes; (iii) identificar os fragmentos potenciais com uso da lógica *Fuzzy* (iv) Estabelecer uma proposta de corredor ecológico que conecte fragmentos florestais potenciais e áreas protegidas da Zona da Mata.

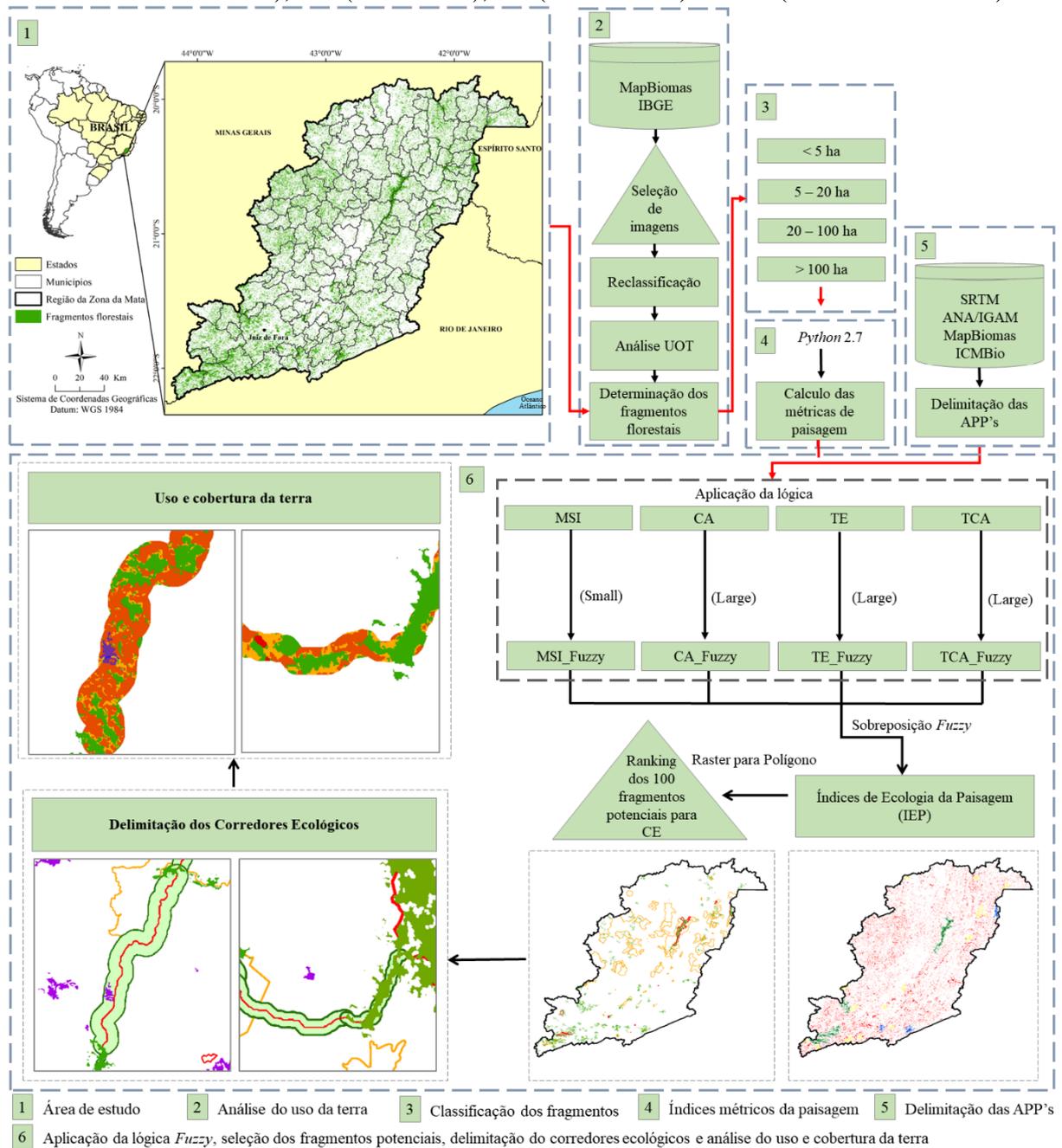
2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A área de estudo compreende a Zona da Mata do estado de Minas Gerais, Brasil. A mesorregião possui uma área de aproximadamente 35.747,73 km² e é composta por 142 municípios (Figura 1).

A Zona da Mata está no domínio do bioma Mata Atlântica sendo a Floresta Estacional Semidecidual (FES) a fitofisionomia mais representativa, seguida da Floresta Ombrófila, Campos e Campos Rupestres (SCOLFORO E CARVALHO, 2006). Os Latossolos vermelho-amarelo distróficos – LVad se distribuem na maior parte da região (FEAM, 2010). O relevo é montanhoso e diversificado com áreas planas a montanhosas, sendo que as altitudes em algumas áreas ultrapassam os 2000 m (VALVERDE, 1958). Os subtipos climáticos predominantes são os subtropicais Cwb e Cwa, conforme a classificação de Köppen (ALVARES et al., 2013). Os invernos são secos e os verões quentes e chuvosos com temperatura média de 19,7°C e 22,7°C, respectivamente. A precipitação média anual é de 1.373mm (DE JÚNIOR et al., 2012).

Figura 1. Fluxograma com a localização geográfica da Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil e as etapas metodológicas para obtenção dos corredores ecológicos. MSI (Índice de Forma Médio), CA (Área Total), TE (Borda Total) e TCA (Área Central Total).



2.2. Análise da evolução temporal da paisagem

O estudo temporal da estrutura da paisagem possibilita caracterizar as mudanças ocorridas ao longo do tempo, bem como a identificação de áreas potenciais para serem conservadas. Constitui, portanto, etapa essencial na elaboração de propostas de implantação de corredores ecológicos para conectar os melhores habitats e facilitar a permeabilidade de

espécies na paisagem. As etapas para análise da complexidade da paisagem da região da Zona da Mata foram:

2.2.1. Etapa 1. Base de dados

A classificação do uso e cobertura da terra foi obtida da base de dados do Projeto MapBiomias - Coleção 4.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. O download das classificações foi realizado na plataforma *Google Earth Engine* para o estado de Minas Gerais, por meio do sítio eletrônico https://code.earthengine.google.com/?accept_repo=users/mapbiomas/user-toolkit. Os anos escolhidos para análise foram 1985 e 2018, que delimitam um intervalo de 33 anos entre as imagens.

O Projeto MapBiomias é uma iniciativa multi-institucional e funciona como uma fonte gratuita de dados de classificação do uso e cobertura da terra de todo o Brasil. As classificações supervisionadas são realizadas com base na série temporal de imagens Landsat, com resolução de 30m, e uso do classificador automático, *Random Forest*, na plataforma Google Earth Engine. Filtros espaciais e temporais foram aplicados nas imagens classificadas, bem como análises de acurácia foram realizadas a fim de ampliar a consistência dos dados. Mais detalhes da metodologia estão descritos em <https://mapbiomas.org/atbd-3>.

A área de estudo foi delimitada com o arquivo vetorial (*shapefile*) disponível no site do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2019). Todos os processamentos e análises foram realizados no software ArcGIS® 10.3 (ESRI, 2015).

2.2.2. Etapa 2. Evolução do uso e cobertura da terra entre 1985 e 2018

As classes de uso e cobertura da terra obtidas do MapBiomias foram reclassificadas (*reclassify*) para as classes de interesse, e em seguida recortadas para os limites da área de estudo. As classes adotadas no estudo e os códigos de legenda (ID) originais do MapBiomias foram, respectivamente: Floresta Natural (3,4), Silvicultura (9), Agricultura (19), Pastagem (15), Mosaico de Agricultura e Pastagem (21), Infraestrutura urbana (24), Corpos D'água (33) e Outros (29, 30, 25, 13) (ANEXO A).

As imagens foram convertidas para arquivo vetorial (*shapefile*) para realização do cálculo da área (ha) de cada classe.

2.2.3. Etapa 3. Estrutura dos fragmentos florestais

A classe Floresta Natural, contendo os polígonos dos fragmentos florestais, foi extraída dos mapas de uso e cobertura da terra de 1985 e 2018, em formato vetorial. Os fragmentos foram agrupados em classes de área, baseado em Santos et al. (2018), a fim de comparar o grau de conservação em função do tamanho dos fragmentos. As classes utilizadas para análise foram: muito pequeno ($C1 \leq 5$ ha), pequeno ($5 < C2 \leq 20$ ha), médio ($20 < C3 \leq 100$ ha) e grande ($C4 > 100$ ha).

Índices métricos de paisagem foram calculados para os fragmentos florestais no ambiente *Python 2.7* de linguagem de programação computacional. As fórmulas utilizadas foram obtidas no manual do *software FRAGSTATS 4.2* (MCGARIGAL E MARKS, 2012), utilizado para quantificar paisagens, estruturalmente e espacialmente. A distância de borda adotada para mensuração dos índices de área central foi de 50 m (DO COUTO-SANTOS; CONCEIÇÃO; FUNCH, 2015; PIROVANI et al., 2014). Os índices, com base em Mcgarigal e Marks, 2012, estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1. Índices métricos de paisagem calculados para os fragmentos florestais da Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil.

Grupo	Métrica	Sigla	Unidade	Descrição
Área	Área da Classe	CA	ha	Descreve a área total que cada classe ocupa na paisagem.
Densidade e tamanho	Número de fragmentos	NUMP	adim.	Caracterizam os fragmentos de cada classe e ajudam a descrever a configuração da paisagem.
	Tamanho médio dos fragmentos	MPS	ha	
	Desvio Padrão do tamanho dos fragmentos	PSSD	ha	
	Coefficiente de Variação do tamanho dos fragmentos	PSCV	(%)	
Forma	Índice de forma médio dos fragmentos	MSI	adim.	Medem a complexidade da forma do fragmento comparada a um círculo, quanto mais próximo do valor 1 mais circular.
	Dimensão fractal média do fragmento	MPFD	adim.	
Borda	Borda Total	TE	m	Medem a quantidade total de bordas dos fragmentos por meio da soma do perímetro total de bordas e da densidade de bordas em relação a área da classe.
	Densidade de Bordas	ED	m ha ⁻¹	
Área Central	Número de Áreas Centrais	NCA	adim.	Medem a área interna de um fragmento separada da borda por uma distância pré-definida.
	Área Central Total	TCA	(ha)	
	Índice de Área Central Total	TCAI	(%)	
Proximidade	Distância Média do Vizinho mais Próximo	MNND	m	Mede a distância mais próxima de um fragmento a outro da mesma classe.

adim.= adimensional. Fonte: McGarigal e Marks (2012).

2.3. Proposta de implementação de corredor ecológico

O Parque Nacional do Caparaó e o Parque Estadual Serra Negra da Mantiqueira foram escolhidos para serem interligados pela proposta de corredor ecológico na Zona da Mata. A escolha destas unidades se deve ao fato de ambas pertencerem à categoria Unidade de Proteção Integral do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (BRASIL, 2000), e de estarem distribuídas geograficamente na extremidade superior e inferior da região, respectivamente. Estes parques foram criados com o objetivo básico de preservar a natureza, servindo de proteção para amostras de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e,

por isso, considerados ideais para conexão com os principais fragmentos florestais da região (BRASIL, 2000).

As etapas para gerar a proposta de corredor ecológico, de acordo com a metodologia adaptada de Louzada Franciane, 2012; Moreira, 2019 e Santos et al., 2018 se dividem em:

2.3.1. Etapa 1: Base de dados

Os arquivos empregados na geração do corredor ecológico foram: 1) limite da área de estudo (*shapefile*), 2) Modelo Digital de Elevação (MDE), 3) Hidrografia unifilar (*shapefile*) 4) Índices de Ecologia da Paisagem (IEP) (*raster*), 5) Polígono de origem (Parque Estadual da Serra Negra da Mantiqueira), 6) Polígono de destino (Parque Nacional do Caparaó), 7) Mapa de uso e cobertura da terra e 8) Áreas de Preservação Permanente (APPs).

A rede hidrográfica unifilar foi obtida da Base Hidrográfica Ottocodificada Multiescalas – BHO da Agência Nacional das Águas (ANA) e da base de dados do IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas, nas escalas de 1:50.000 e 1:100.000. O Modelo Digital de Elevação (MDE) utilizado foi o *Shuttle Radar Topographic Mission* (SRTM), com resolução espacial de 30m. O mapa de uso e cobertura da terra adotado foi o do MapBiomas (Coleção 4.0), ano 2018, utilizado no estudo da paisagem. Os processamentos e análises foram realizados no software ArcGIS® 10.6 (ESRI, 2018).

2.3.2. Etapa 2. Delimitação das Áreas de Preservação Permanente (APPs)

APPs são áreas de proteção obrigatória estabelecidas pela Lei Federal Nº 12.651/2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa no Brasil (BRASIL, 2012). A metodologia utilizada para delimitação espacial dessas áreas foi baseada em Peluzio e colaboradores (2010) e atende a todos os critérios estabelecidos no art. 4º da Lei Nº 12.651/2012. As APPs analisadas foram:

a) Topo de Morro

A ferramenta de delimitação automática de APPs de topo de morro, de Oliveira e Fernandes Filho (2013), foi utilizada para o mapeamento. O dado de entrada foi o MDE contendo uma zona tampão (*buffer*) de 20km além dos limites da área de estudo. A zona tampão foi utilizada para evitar possíveis problemas na detecção da base dos morros mais próximos aos limites.

b) Encostas > 45°

As áreas com declividade superior a 45° ou 100% foram obtidas com a reclassificação dos valores da declividade calculada a partir do MDE da área de estudo.

c) Altitude > 1800m

As áreas com altitudes superiores a 1800m foram isoladas com a reclassificação dos valores de altitude do MDE.

d) Cursos d'água

Uma zona tampão de 30m foi gerada para cada margem dos cursos d'água. Esta medida foi baseada na premissa de que cada curso d'água da área de estudo não ultrapassa 10m de largura, atendendo ao requisito mínimo estabelecido pela Lei, uma vez que não há uma base de dados disponível contendo a hidrografia bifilar dos rios.

e) Nascentes

O arquivo vetorial dos cursos d'água foi utilizado para delimitação das nascentes. A técnica de redes foi aplicada, de forma que os pontos que representam as nascentes localizadas no início de cada curso d'água de primeira ordem foram gerados de forma automática. Uma zona tampão (*buffer*) de 50m foi gerada ao redor de cada ponto.

Todos os arquivos *raster* foram convertidos para polígono, recortados para os limites da área de estudo e a área (ha) de cada categoria de APP foi calculada.

2.3.3. Etapa 3. Aplicação da lógica *Fuzzy* e seleção de fragmentos potenciais

Os fragmentos florestais com elevada qualidade ecológica e maior potencial para integrar corredores ecológicos na Zona da Mata, foram identificados inicialmente com a aplicação da lógica *Fuzzy* em quatro índices de paisagem. CA, TE, TCA e MSI, que avaliaram, respectivamente, área da classe, total de bordas, total de área central e o índice de forma médio dos fragmentos florestais da região, foram escolhidos por estarem entre os índices mais relevantes para identificação e hierarquização dos fragmentos mais conservados (MCGARIGAL; MARKS, 1995).

A lógica *Fuzzy*, também conhecida como lógica Difusa, é um método criado para dar respostas a estudos que apresentam incertezas associadas a problemas de decisão, sendo capaz de suportar modelos com valores aproximados ao invés de exatos (POURGHASEMI et al., 2012; ZADEH, 1965). Diferente da lógica clássica, que admite os valores como sendo apenas falsos (0) ou verdadeiros (1), este método é multivalorado e o valor verdade pode assumir

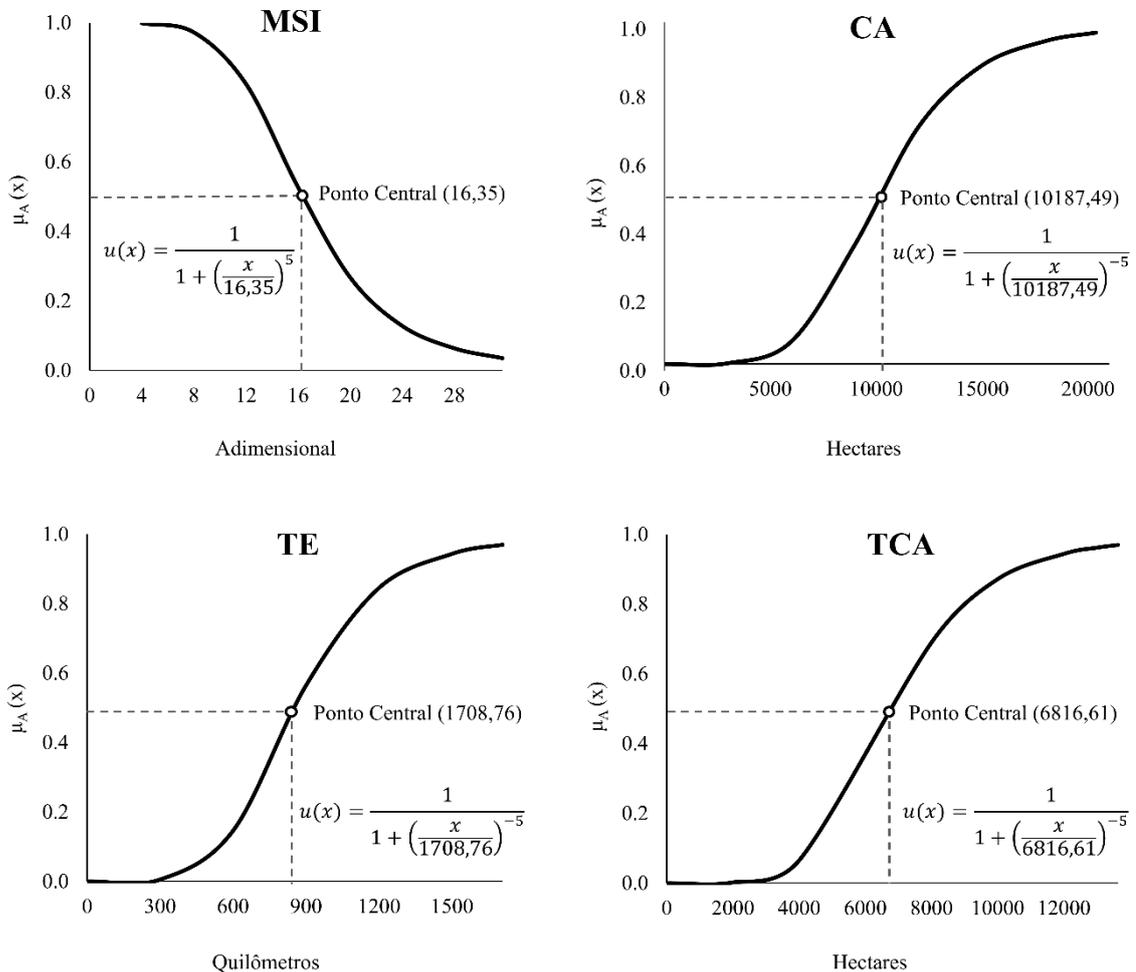
qualquer número real entre 0 e 1, permitindo diferentes combinações de mapas de forma mais flexível em ambiente SIG (POURGHASEMI et al., 2012).

Cada métrica de paisagem, calculada por fragmento, foi convertida em arquivo *raster* e para cada arquivo foi definida uma função de pertinência com um grau de incerteza que varia entre “0 e 1”. Os fragmentos potenciais foram identificados quando o valor real da variável assumiu valor “1”, e os não potenciais quando assumiu valor “0”.

A função de pertinência *Fuzzy Small* foi ajustada e aplicada na métrica MSI de cada fragmento. Valores menores nesta métrica indicam fragmentos mais circulares, com menor relação área-borda e, portanto, mais conservados. Sendo assim, valores de entrada mais baixos resultarão em valores de saída mais próximos de “1”, de acordo com o comportamento sigmoidal decrescente da função. O valor definido no ponto médio foi a mediana do conjunto de valores, que forneceu um grau de associação de 0,5 de acordo com a equação $u(x) = \frac{1}{1+(\frac{x}{c})^a}$, sendo x = grau de pertinência; a = parâmetro que determina a inclinação da reta; e c = valor no ponto médio que assume 0,5 (Figura 2).

A função de pertinência *Fuzzy Large* foi aplicada nas métricas CA, TE e TCA. Os valores destas métricas estão diretamente relacionados ao tamanho do fragmento. Quanto maior a área núcleo e a área total do fragmento, maior a oferta de habitat, a capacidade de manutenção dos processos ecológicos e a resiliência ao efeito de borda. Logo, quanto maiores os valores de entrada, maior a possibilidade dos valores de saída se aproximarem do valor “1” de acordo com o comportamento sigmoidal crescente da função. O valor do ponto central foi a mediana do conjunto de valores, que forneceu um grau de associação de 0,5 de acordo com a equação $u(x) = \frac{1}{1+(\frac{x}{c})^{-a}}$, sendo x = grau de pertinência; a = parâmetro que determina a inclinação da reta; e c = valor no ponto médio que assume 0,5 (Figura 2).

Figura 2. Funções de pertinência *Fuzzy Small* e *Fuzzy Large* aplicadas nos índices de ecologia da paisagem MSI (Índice de Forma Médio); CA (Área Total), TE (Borda Total) e TCA (Área Central Total), respectivamente.



Fonte: a autora.

O operador *Fuzzy Gama* foi utilizado para discriminar os fragmentos potenciais por meio da combinação dos valores das variáveis fuzzyficadas. Este operador evidencia a possibilidade de a célula da imagem matricial de cada variável ser membro do conjunto de células das outras variáveis, a partir de critérios de entrada estabelecidos (Santos et al., 2018, Peluzio et al., 2017). O operador seleciona os fragmentos com valores de saída mais próximos de 1 baseado na equação $\mu(\mathbf{x}) = \{1 - \prod_{i=1}^n (1 - \mu_i)\}^\gamma \times \{\prod_{i=1}^n \mu_i\}^{1-\gamma}$, no qual γ = valor do coeficiente entre 0 e 1 (0,90); μ_i = valores da associação *Fuzzy* para $i = 1, 2, 3, \dots, 5$ e n = número de camadas de dados raster.

Um arquivo matricial, produto da sobreposição das variáveis, foi gerado e intitulado Índices de Ecologia de Paisagem (IEP). Esta imagem foi reclassificada com o algoritmo de

Jenks e os fragmentos hierarquizados de acordo com o nível de conservação e potencial para integrar corredores ecológicos (baixo, médio, alto e muito alto) conforme Moreira (2019).

2.3.4. Etapa 4. Aplicação do método Caminho de Menor Custo (CMC)

O método CMC, utilizado para modelar caminhos ideais entre dois locais inseridos em uma paisagem, foi escolhido para gerar as melhores rotas de implementação dos corredores ecológicos. Uma matriz de custos, representando a resistência que a paisagem oferece ao estabelecimento de uma linha reta, foi gerada a partir das variáveis que influenciam na movimentação de espécies na paisagem da região, sendo elas: uso e cobertura da terra, IEP, APPs e declividade.

Custos em uma escala de 0 a 100 foram atribuídos às classes de cada variável que influencia na passagem do corredor. Os maiores valores foram designados aos locais considerados inadequados à passagem do corredor e os menores aos locais ideais ou prioritários (APÊNDICES A, B, C e D). Um arquivo matricial de cada variável com seus custos foi gerado, e o método de decisão AHP (*Analytical Hierarchy Process*) foi utilizado para calcular o peso estatístico de cada imagem (SAATY, 1977).

O método semi-qualitativo AHP é utilizado na resolução de problemas de decisão que levam em consideração vários critérios ou prioridades. Matrizes de comparação em pares são utilizadas para hierarquizar os critérios com pesos que representam a importância relativa de cada fator, tornando, portanto, o processo de decisão final mais racional e com menor intervenção do pesquisador (HANDFIELD et al., 2002; POURGHASEMI et al., 2012).

A matriz de comparação em pares com os pesos estatísticos das variáveis que influenciam no desenho do corredor, é apresentada na Tabela 2. A definição dos custos e pesos foi adaptada de LOUZADA et al. (2012), MOREIRA (2019) e SANTOS et al. (2018).

Tabela 2. Matriz de comparação de pares e os pesos estatísticos de cada variável de influência no desenho do CE, obtidos pelo método AHP.

	Declividade	APPs	IEP	Uso da Terra	Pesos estatísticos
Declividade	1	1/3	1/5	1/9	0,0499
APPs	3	1	1/3	1/5	0,1141
IEP	5	3	1	1/3	0,2554
Uso da Terra	9	5	3	1	0,5806

Razão de consistência = $0,03 < 0,10$ considerada aceitável. Fonte: a autora.

A matriz de custo total (CT) foi obtida com a soma do produto das variáveis e seus respectivos pesos por meio da equação $CT = P_1 \times UOT_Custo + P_2 \times APPs_Custo + P_3 \times DEC_Custo + P_4 \times IEP_Custo$, sendo, P1 = peso estatístico da imagem matricial de custo do uso e cobertura da terra; P2 = peso estatístico da imagem matricial de custo das APPs; P3 = peso estatístico da imagem matricial de custo da declividade; P4 = peso estatístico da imagem matricial de custo do Índice de Ecologia de Paisagem; UOT_Custo = imagem matricial de custo de uso e cobertura da terra; APPs_Custo = imagem matricial de custo de APPs; Dec_Custo = imagem matricial de custo de declividade; e IEP_Custo = imagem matricial de custo de Índice de Ecologia da Paisagem.

A função *Cost Distance* foi utilizada para gerar as imagens matriciais de distância e direção de custo em função da matriz de custo obtida. As imagens matriciais correspondem ao acúmulo de custos à medida que o modelo se afasta da fonte mais próxima, e ao caminho de menor custo acumulado de volta à fonte mais próxima, respectivamente. A função *Cost Path* foi utilizada para desenhar os caminhos ideais para passagem do corredor ecológico. Esta função calcula os caminhos ótimos, ou com menor custo acumulado, entre dois pontos e traça uma rota com base nos mapas de distância e direção de custo (SANTOS et al., 2018; ESRI, 2018).

O corredor ecológico gerado pela rota de menor custo entre o ponto de origem (Parque Estadual da Serra Negra da Mantiqueira) e o ponto de destino (Parque Nacional do Caparaó) foi individualizado e seu comprimento, largura e área calculados. A largura foi gerada com a função *buffer*, seguindo as especificações da Resolução CONAMA nº 09/1996 (BRASIL, 1996), com valor equivalente à 10% do valor do seu comprimento total, e largura mínima de 100m.

2.4. Uso e cobertura da terra no corredor ecológico e nas APPs

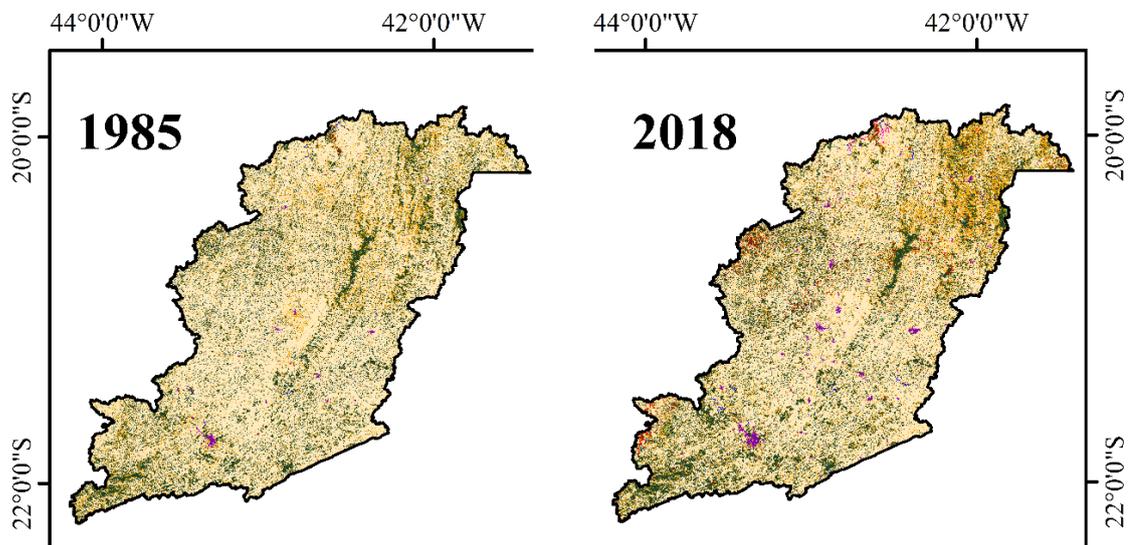
As Áreas de Preservação Permanente foram agrupadas em um arquivo único e a análise do confronto de uso da terra foi realizada para dentro das APPs da área de estudo, do corredor ecológico e das APPs localizadas dentro do corredor. A área e a porcentagem de ocorrência das classes de uso da terra foram avaliadas a partir dos mapas temáticos de uso e ocupação da terra, das APPs e do corredor ecológico.

3. RESULTADOS

3.1 Análise da evolução temporal da paisagem

A análise da distribuição espacial e da área (há) das classes de uso e cobertura da terra da Zona da Mata, para os anos 1985 e 2018, evidenciou que a classe predominante foi Pastagem, ocupando mais de 2,1 milhões há (60%) nos dois anos analisados, seguida das classes Floresta Natural e Mosaico de Agricultura e Pastagem. A soma destas três classes correspondeu a mais de 3,55 milhões (99,39%) e 3,48 milhões há (97,55%) da área total da região em 1985 e 2018, respectivamente (Figura 3).

Figura 3. Evolução temporal das classes de uso e cobertura da terra entre 1985 e 2018, na região da Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil.



Legenda	Classes	Evolução temporal do uso e cobertura da terra			
		1985		2018	
		ha	%	ha	%
	Floresta Natural	687.440,19	19.24	769.629,38	21.54
	Silvicultura	1.486,35	0.04	39.721,74	1.11
	Agricultura	86,14	0.00	3.474,35	0.10
	Pastagem	2.437.285,66	68.21	2.149.189,41	60.14
	Mosaico de Agricultura e Pastagem	426.642,45	11.94	567.089,84	15.87
	Infraestrutura urbana	10.014,49	0.28	28.429,50	0.80
	Corpos d'água	4.841,97	0.14	7.268,53	0.20
	Outros	5.553,56	0.16	8.548,06	0.24
	Total	3.573.350,82	100	3.573.350,82	100



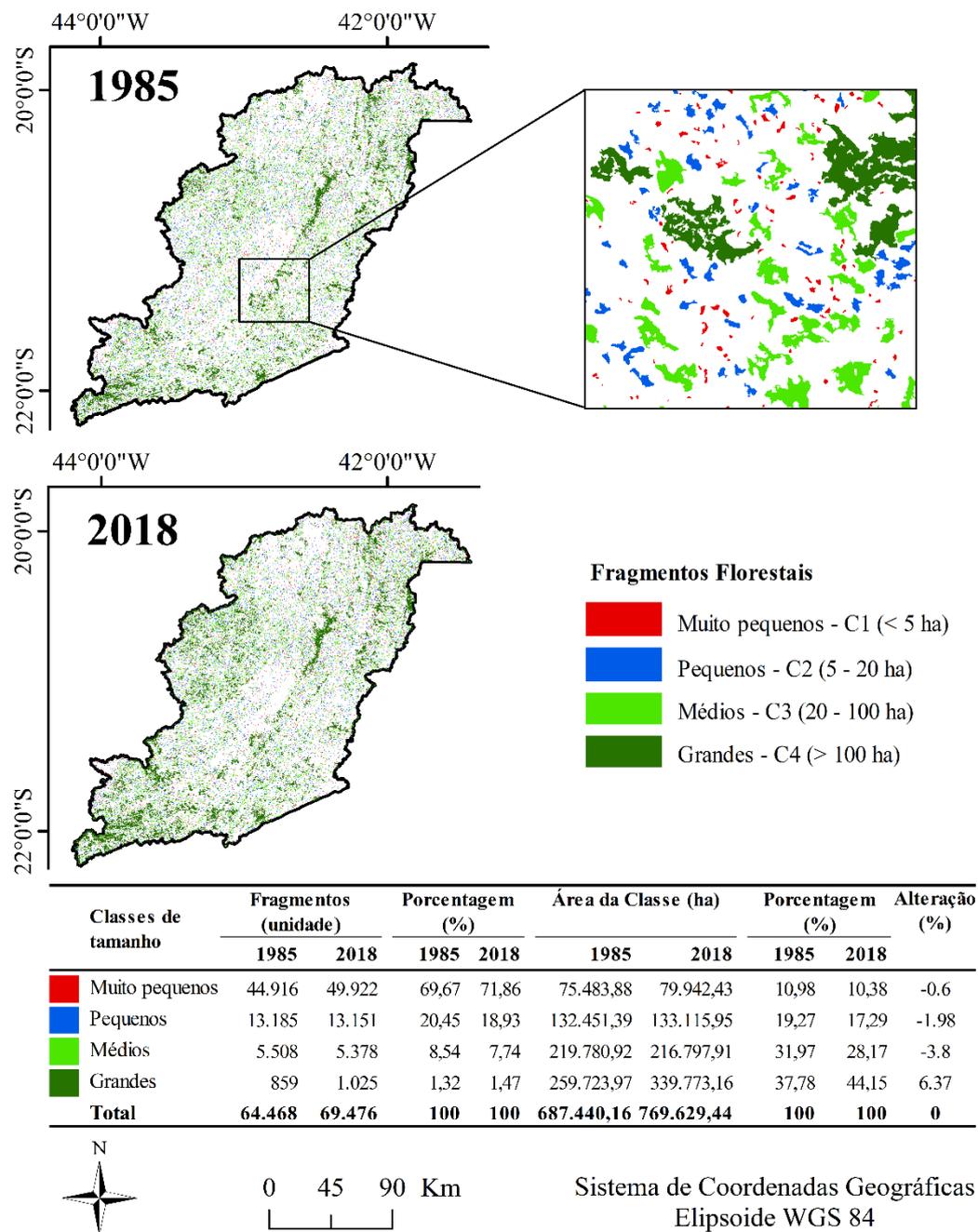
0 40 80 Km

Sistema de Coordenadas Geográficas
Elipsoide WGS 84

Fonte: a autora.

O número e a área total dos fragmentos florestais da Zona da Mata foram maiores em 2018, sendo registradas 69.476 manchas cobrindo 769.629,44 há, ou 21,54% da área da região. O aumento foi de 5.008 unidades e 82.189,28 ha, com relação a 1985. Os fragmentos menores que 5 ha (C1) estão em maior número e somados representaram mais de 69% do número total de fragmentos no período analisado (Figura 4).

Figura 4. Evolução temporal dos fragmentos florestais por classes de tamanho, entre os anos 1985 e 2018, na região da Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: a autora.

Os fragmentos menores que 5 ha (C1) apresentaram os maiores valores de densidade de borda (ED) e a maior diminuição do tamanho médio dos fragmentos (MPS), número (NCA) e tamanho de áreas centrais (TCA), entre 1985 e 2018. Os fragmentos maiores que 100 ha (C4) tiveram o incremento mais significativo na área total da classe (CA) com um aumento de 80.049,19 há, correspondendo a 97,40% do incremento total da vegetação (Tabela 2).

Tabela 3. Índices métricos de paisagem calculados para os fragmentos florestais da região da Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil.

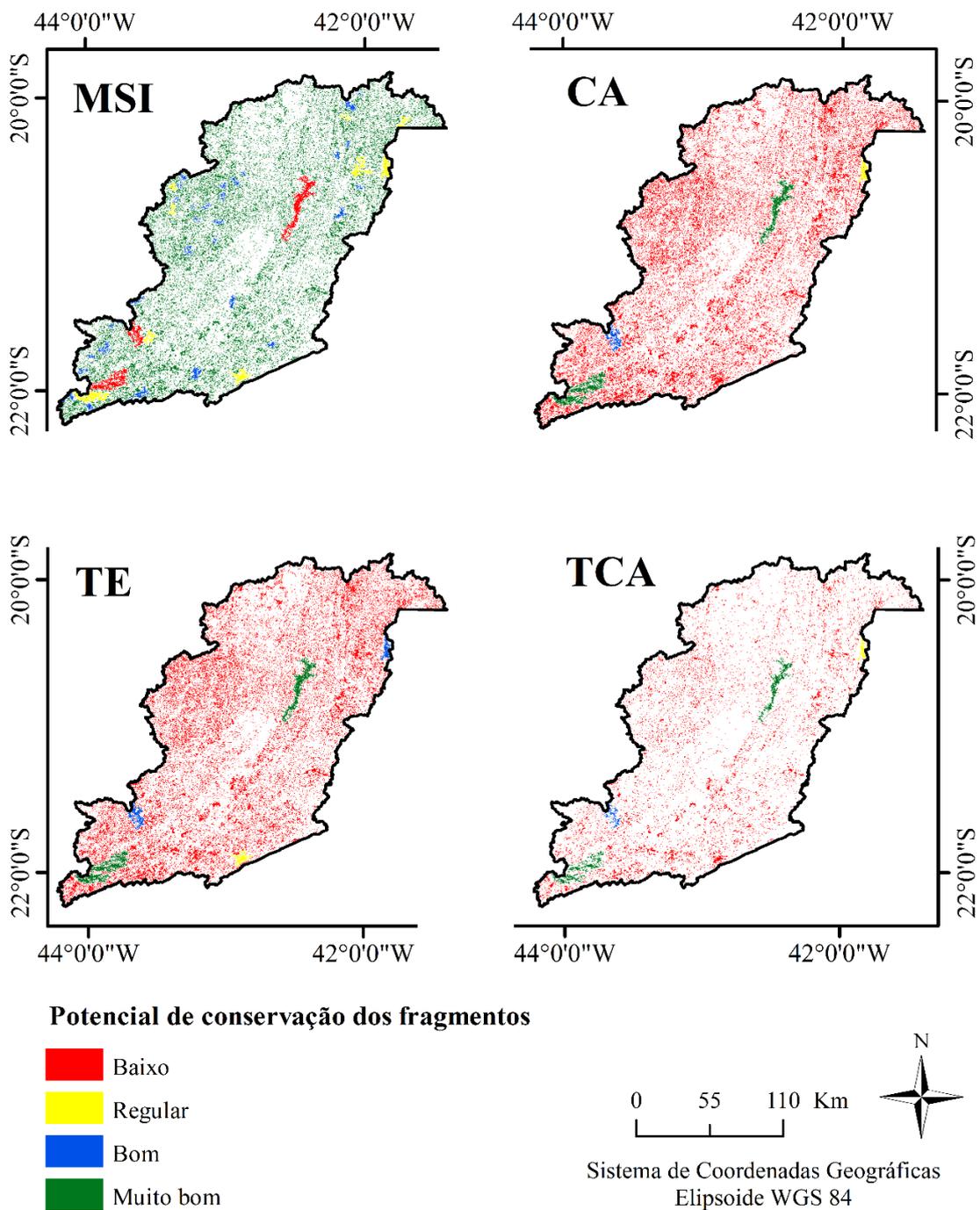
G	M	U	Classes de tamanho dos fragmentos florestais							
			C1 (< 5)		C2 (5-20)		C3 (20-100)		C4 (>100)	
			1985	2018	1985	2018	1985	2018	1985	2018
Área	CA	há	75.483,88	79.942,43	132.451,39	133.115,95	219.780,92	216.797,91	259.723,97	339.773,16
Densidade	NUMP	adim.	44.916	49.922	13.185	13.151	5.508	5.378	859	1.025
	MPS	há	1,68	1,60	10,05	10,12	39,90	40,31	302,36	331,48
	PSSD	há	1,18	1,17	4,02	4,08	19,25	19,33	800,45	953,52
	PSCV	%	69,98	72,79	40,35	40,36	48,24	47,93	264,58	287,51
Borda	TE	m	32.088.744	35.054.964	30.886.738	31.920.540	36.009.256	36.724.144	30.081.762	40.269.948
	ED	m/há	425,11	438,50	233,19	239,79	163,84	169,39	115,82	118,52
Forma	MSI	adim.	1,41	1,43	1,86	1,92	2,57	2,67	4,69	5,02
	MPFD	adim.	1,07	1,07	1,10	1,10	1,14	1,15	1,20	1,21
Área Central	NCA	adim	11.568	11.313	19.770	20.059	15.154	15.602	8.112	11.407
	TCA	há	1.865,37	1.761,92	28.136,54	27.118,45	85.204,18	81.676,66	142.612,50	183.412,77
	TCAI	%	2,47	2,20	21,24	20,37	38,77	37,67	54,91	53,98
Proximidade	MNND	m	251,55	229,29	410,55	389,92	464,98	457,87	867,44	6766,95

G = Grupo; M = Métrica; U = Unidade, CA = Área da classe; NUMP = Número de Fragmentos; MPS = Tamanho Médio dos Fragmentos; PSSD = Desvio padrão do tamanho dos fragmentos; PSCV = Coeficiente de Variação do Tamanho dos Fragmentos; TE = Total de Bordas; ED = Densidade de Borda; MSI = Índice de Forma Médio; MPFD = Dimensão Fractal Média; NCA = Número de Áreas Centrais TCA = Área Central Total; TCAI = Porcentagem de Área Central Total; MNND = Distância do Vizinho Mais Próximo; adim = adimensional. Fonte: a autora.

3.2 Proposta de implementação de corredor ecológico

As variáveis matriciais *fuzzyficadas* para classificação dos fragmentos potenciais da região estão especializadas na Figura 5.

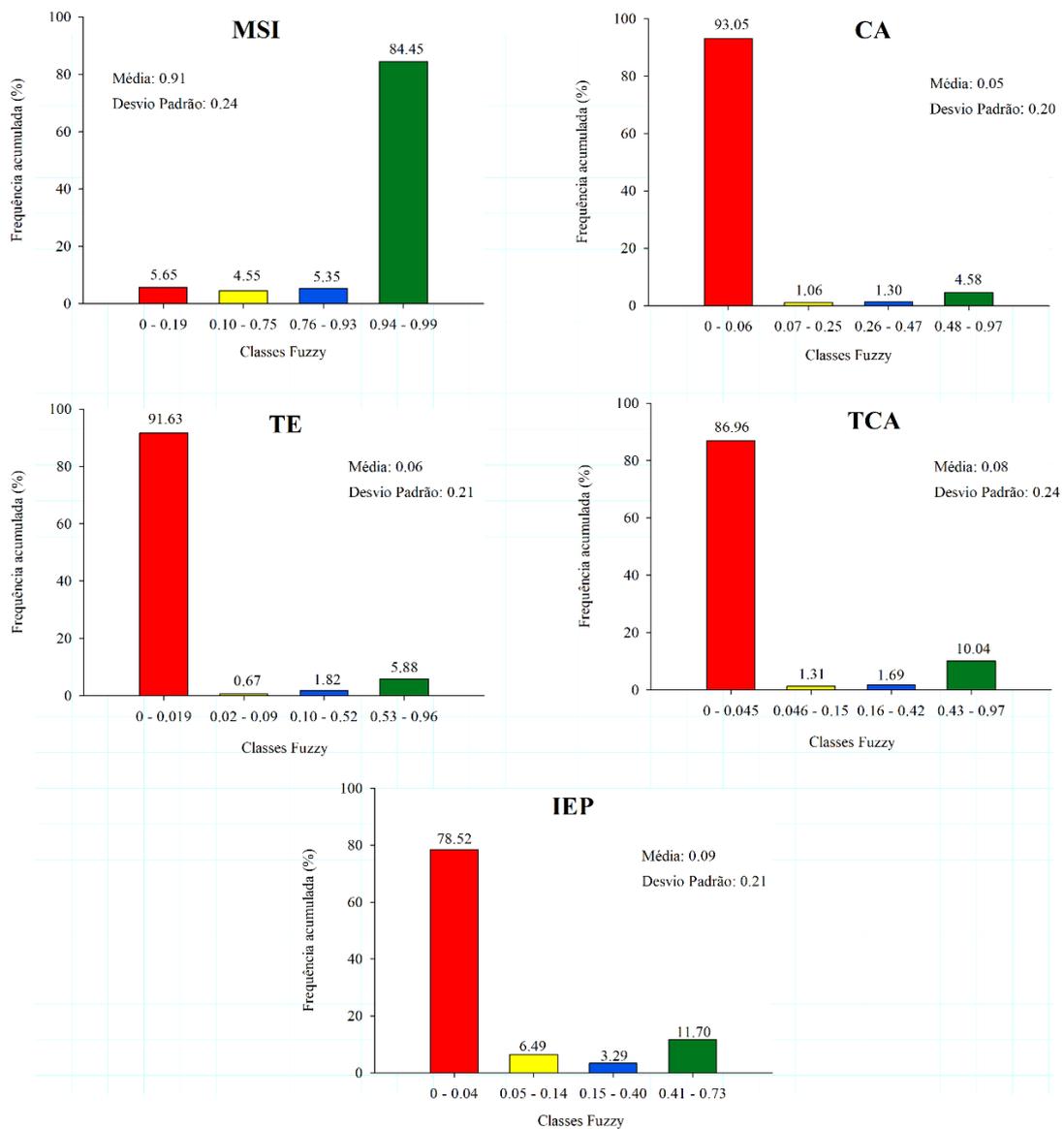
Figura 5. Fragmentos classificados por potencial de conservação de acordo com os valores *Fuzzy* das variáveis MSI (Índice de forma médio), CA (Área total), TE (Total de borda) e TCA (Área Central Total) calculados para a Zona da Mata, MG, Brasil.



Fonte: a autora.

A frequência acumulada (%) de pixels das variáveis CA, TE e TCA mostrou que a maioria dos fragmentos da Zona da Mata apresenta baixo potencial de conservação, uma vez que o maior número de células das imagens se concentrou na classe com valores *Fuzzy* muito baixos (0,0 – 0,19), sendo 93,05, 91,63 e 86,96%, respectivamente. O IEP, produto da sobreposição das variáveis, classificou apenas 11,70% dos fragmentos com muito alto potencial para integrar corredores ecológicos na região (Figura 6).

Figura 6. Frequência acumulada (%) de pixels em cada intervalo *Fuzzy* das variáveis matriciais MSI, CA, TE e TCA e do IEP.

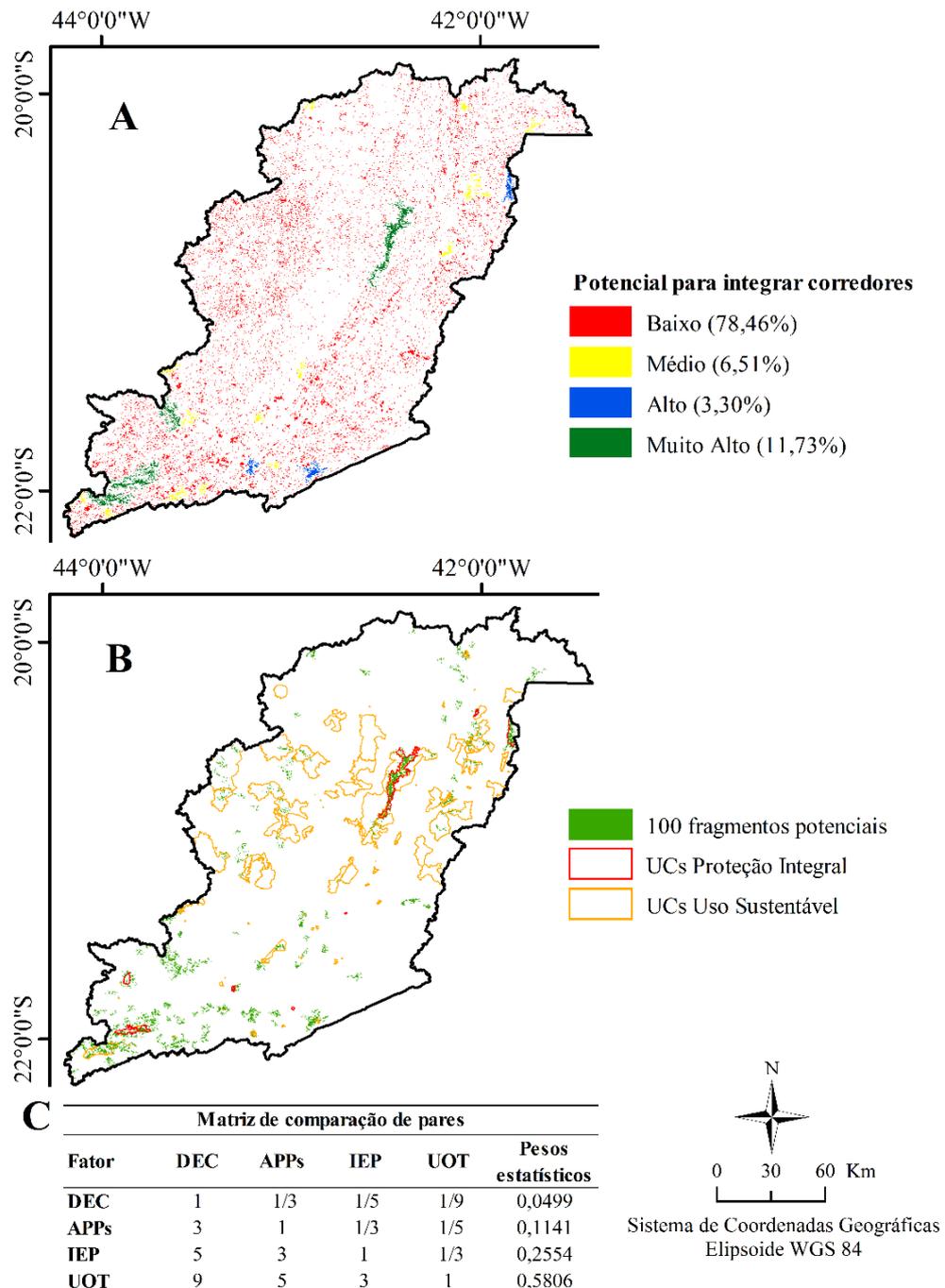


Fonte: a autora.

Os fragmentos classificados por potencial de integrar corredores ecológicos na Zona da Mata e os 100 fragmentos no ranking de maior potencial estão apresentados na Figura 7. Mais

da metade dos fragmentos potenciais estão sob proteção de Unidades de Conservação de Uso Sustentável na Zona da Mata.

Figura 7. Fragmentos florestais classificados pela potencialidade de integrar corredores ecológicos na Zona da Mata, MG, Brasil (A); 100 fragmentos com maior potencial para constituir os corredores (B); matriz de comparação de pares com os pesos de cada variável e a equação de espacialização aplicada no método *Analytical Hierarchy Process* (AHP) (C).



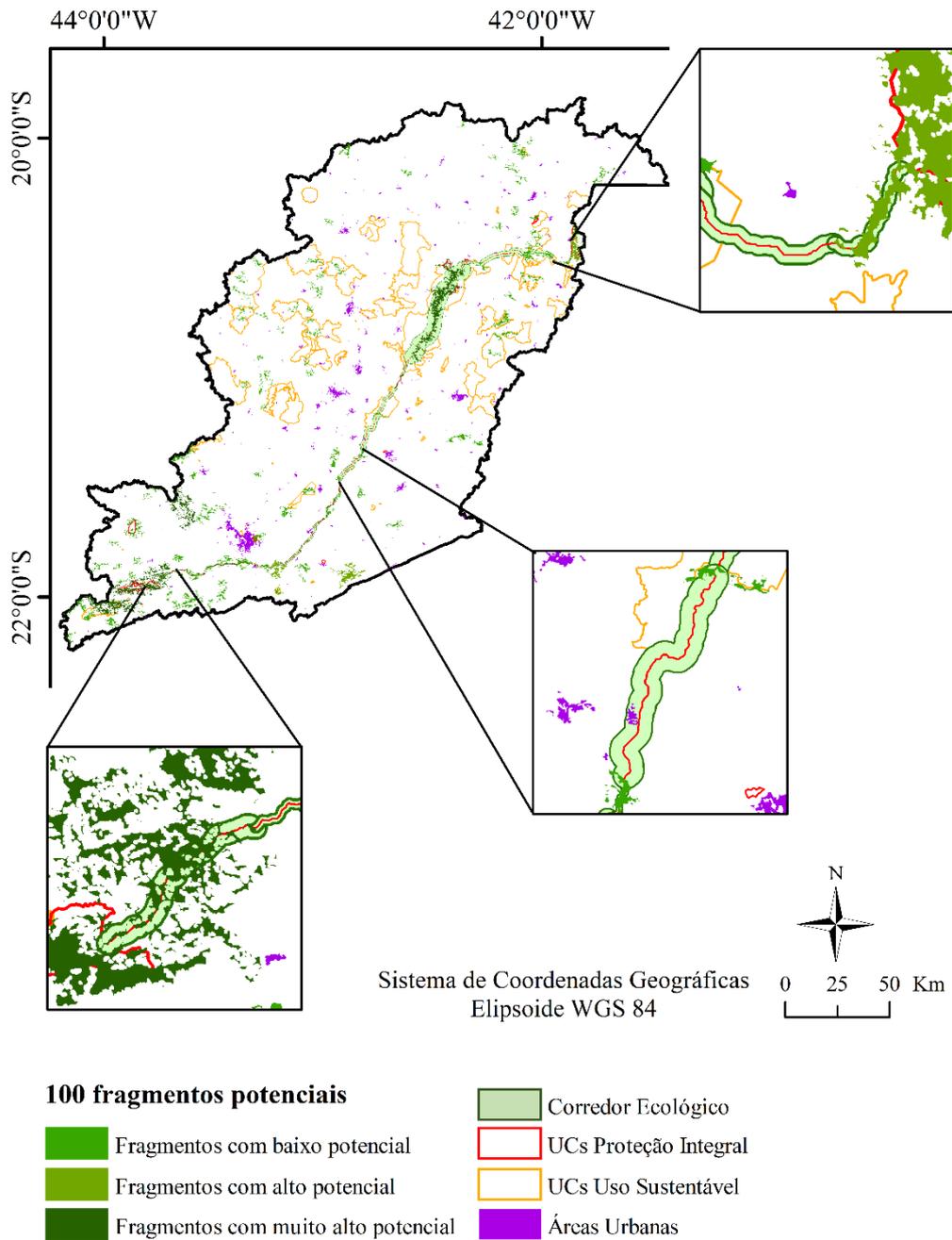
Equação para espacialização dos Fragmentos Florestais Potenciais para integrar Corredores Ecológicos (FFPCE)

$$\text{FFPCE} = 0,5806 \times \text{UOT_Custo} + 0,1141 \times \text{APPs_Custo} + 0,0499 \times \text{DEC_Custo} + 0,2554 \times \text{IEP_Custo}$$

Fonte: A autora.

Uma única rota entre o ponto de saída (PESNM) e de destino (PNC) foi desenhado pelo método CMC, e a partir dela 41 corredores ecológicos foram gerados formando uma rede única de conexão entre os fragmentos potenciais e as UCs. A área total do corredor principal foi de 75.804,37 ha e o comprimento total foi 359,11 km (Figura 8).

Figura 8. Corredor ecológico proposto para conexão dos fragmentos potenciais da região da Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil



Fonte: a autora.

3.3 Uso e cobertura da terra no corredor ecológico e nas APPs

As APPs mapeadas para compor o corredor ecológico e as classes de uso da terra dentro dessas áreas estão apresentadas na Tabela 4. A área total ocupada pelas APPs corresponde a 15,52% da área total da Zona da Mata e as categorias Cursos D'água e Nascentes foram as mais representativas, somando 97,9% da área total ocupada por APPs. O uso da terra nestas duas categorias é crítico, uma vez que 82,86 e 70,75% de sua área total, respectivamente, está coberta por pastagem e mosaicos de agricultura e pastagem.

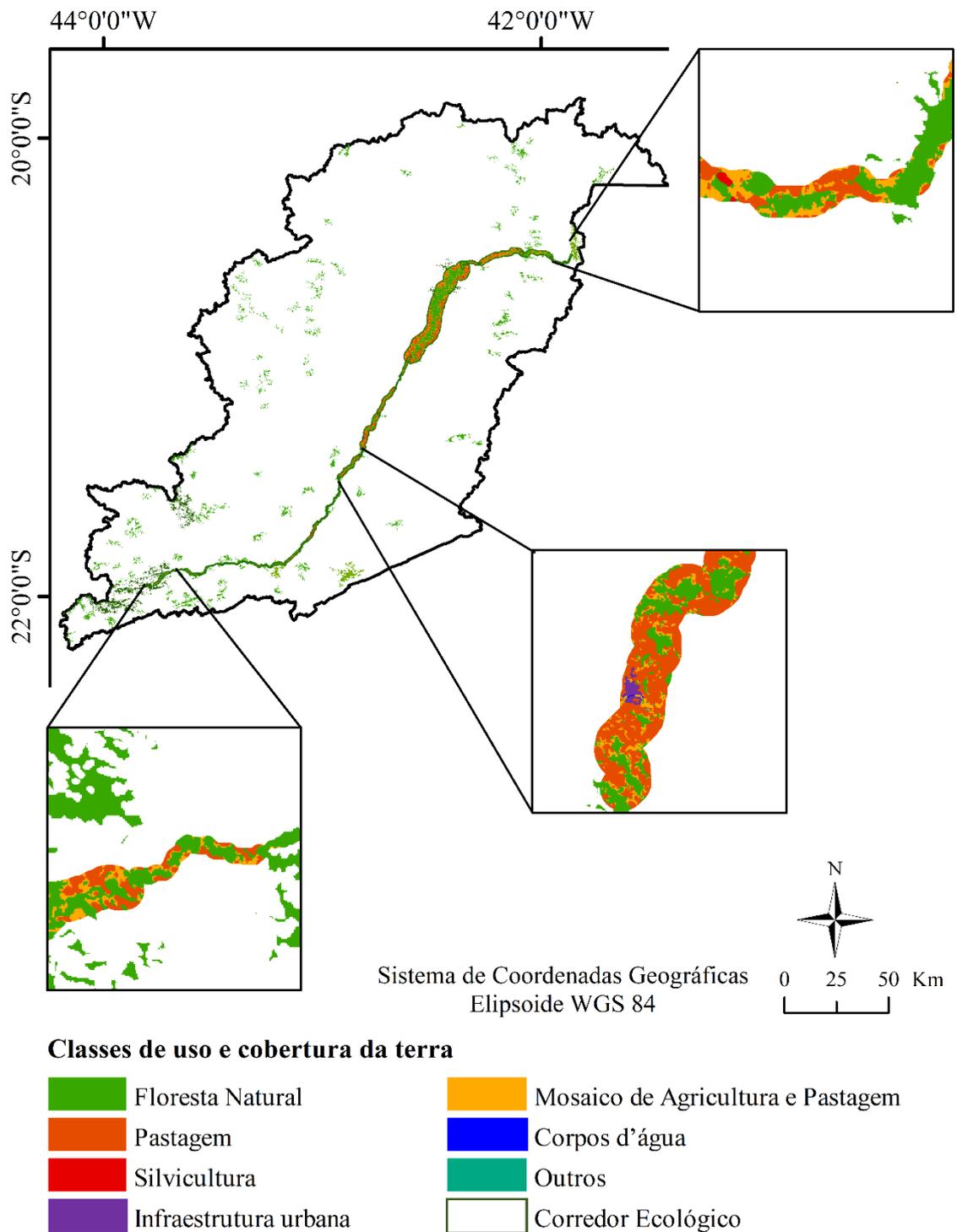
Tabela 4. Uso e cobertura da terra dentro das Áreas de Preservação Permanente da região da Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil.

APPs	Unidades	Área (ha)	Classes de uso e cobertura da terra nas APPs (%)							
			FLO	SIL	AGR	PAS	MOS	URB	COR	OU
Topo de Morro	110	592	42,07	0,00	0,00	17,23	33,03	0,00	0,00	7,70
Declividade > 45°	8.903	7.692,05	43,04	0,08	0,00	19,60	23,01	0,02	0,01	14,25
Altitude > 1800m	17	3.317,72	47,86	0,00	0,00	1,27	33,86	0,00	0,03	16,98
Cursos D'água	151.639	484.055,40	14,84	0,77	0,02	65,93	16,93	0,82	0,49	0,14
Nascentes	75.239	59.073,72	27,24	1,33	0,02	53,14	17,61	0,27	0,05	0,333
Total	235.908	554.730,89								

FLO = Floresta, SIL = Silvicultura, AGR = Agricultura, PAS = Pastagem, MOS = Mosaico de Agricultura e Pastagem, URB = Infraestrutura Urbana, OU = Outros, COR = Cursos D'água. Fonte: a autora.

O uso e cobertura da terra dentro da proposta de corredor ecológico é apresentado na Figura 8 e Tabela 5. Floresta, Pastagem e Mosaico de Agricultura e Pastagem foram as classes mais representativas, respectivamente, ocupando uma área equivalente a 73.256,68 ha (97,98%) da área total do corredor. A classe Floresta apresentou a maior cobertura com 46,21% da área total, e Cursos D'água a menor, com 0,02%.

Figura 9. Uso e cobertura da terra dentro do corredor ecológico proposto para conexão dos fragmentos potenciais e áreas protegidas da região da Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil.

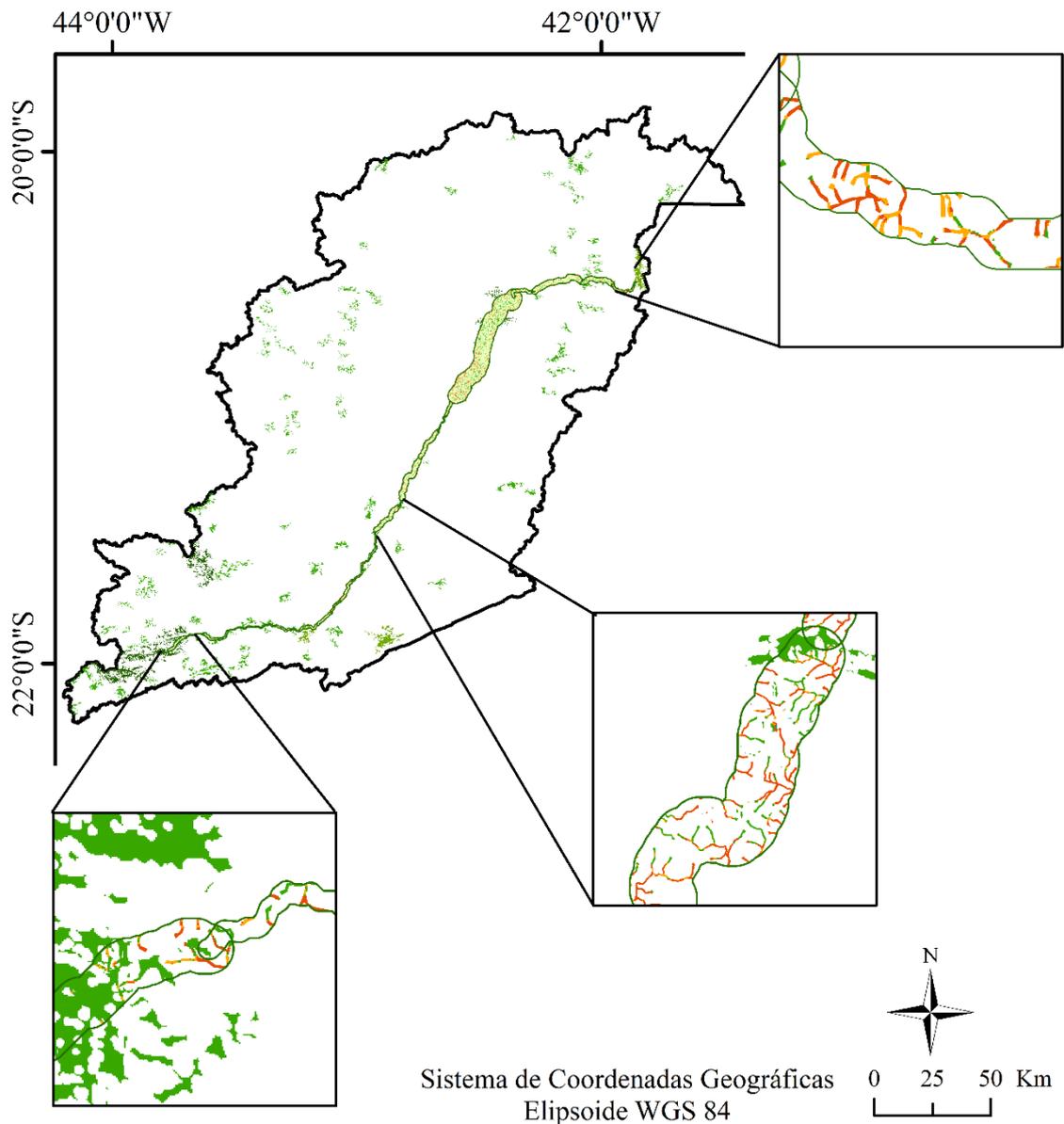


Fonte: a autora.

Na Figura 10 e Tabela 6 estão apresentadas as classes de uso ocupação da terra das Áreas de Preservação Permanente localizadas dentro do corredor ecológico. As 3 (três)

classes mais significativas para as APPs do corredor, foram as mesmas das APPs da região, somando 97,20% do total das classes. A classe Floresta também foi a mais expressiva, com 46,21% da cobertura nas APPs.

Figura 10. Confrontos de uso e cobertura da terra dentro das APPs do corredor ecológico proposto para conexão dos fragmentos potenciais e áreas protegidas da região da Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil.



Classes de uso e cobertura da terra nas APPs

	Floresta Natural		Mosaico de Agricultura e Pastagem
	Pastagem		Corpos d'água
	Silvicultura		Outros
	Infraestrutura urbana		Corredor Ecológico

Fonte: a autora.

Tabela 5. Uso e cobertura da terra dentro do corredor ecológico proposto para a região da Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil.

Classes	Floresta		Silvicultura		Pastagem		Mosaico Agr/Pas	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
	33.851,28	46,21	850,69	1,16	24.359,95	33,25	13.564,16	18,52
Classes	Infraestrutura Urbana		Corpos D'água		Outros			
	ha	%	ha	%	ha	%		
	183,34	0,25	14,26	0,02	433	0,59		

Fonte: a autora.

Tabela 6. Uso e cobertura da terra dentro das APPs do corredor ecológico proposto para a região da Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil.

Classes	Floresta		Silvicultura		Pastagem		Mosaico Agr/Pas	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
	5.015,77	43,08	90,79	0,78	3.961,81	34,03	2.339,40	20,09
Classes	Infraestrutura Urbana		Corpos D'água		Outros			
	ha	%	ha	%	ha	%		
	35,30	0,30	5,15	0,04	193,99	1,67		

Fonte: a autora.

4. DISCUSSÃO

4.1 Análise da evolução temporal da paisagem

A paisagem da Zona da Mata se encontra altamente antropizada. A cobertura do solo apresentou predomínio da Pastagem mesmo após decréscimo de 8,7% entre 1985 e 2018. As áreas com esse uso são ainda maiores ao considerarmos que também são contabilizadas na classe Mosaico de Agricultura e Pastagem, que aumentou 3,93%, alcançando 567.089,84 ha em 2018 (Figura 3). Juntas, estas classes representaram 76,01% (2.716.279,25 ha) do total em 2018. Mota (2018) detectou resultados parecidos para o uso da terra na mesorregião, e, seguindo o mesmo raciocínio de diversos estudos que avaliaram aspectos ecológicos da vegetação atlântica remanescente, e sugeriram a adoção de medidas de conservação a fim de protegê-la dos efeitos negativos do contato com este tipo de matriz degradada (BARROS et al., 2019; BOESING; NICHOLS; METZGER, 2018; ROCHA et al., 2017), sugeriu o mesmo.

A substituição dos maços florestais por pastagens ao longo do tempo é uma realidade preocupante, porém comum nas regiões onde ocorrem florestas tropicais e subtropicais (HADDAD et al., 2015; HANSEN, 2013; LAURANCE et al., 2014; RIBEIRO et

al., 2009; SILVA et al., 2017). A maioria dos fragmentos que ainda restam do bioma Mata Atlântica estão isolados estruturalmente e dividem limites com uma matriz de pastagem, áreas agrícolas ou urbanizadas (BRANCALION et al., 2013a; HANSEN, 2013; MORAES et al., 2017; MORANTE-FILHO; ARROYO-RODRÍGUEZ; FARIA, 2016; RIBEIRO et al., 2009). Na Zona da Mata, o desmatamento intensivo para plantio de café foi o principal responsável pela fragmentação da vegetação. O manejo inadequado dos plantios e a crise da cafeicultura desencadearam um intenso êxodo rural e a substituição do café por pastagens e outras culturas agrícolas, dando forma à paisagem atual da mesorregião (PIRES, 2004; VALVERDE, 1958). Sistemas com pastagem na Zona da Mata já foram avaliados como de baixa fertilidade, redução acentuada de matéria orgânica e degradação física mais rápida, características que geram o aumento na densidade do solo e na resistência à penetração de raízes, prejudicando o retorno da vegetação natural (PORTUGAL et al., 2010).

A classe Silvicultura, contendo plantios de espécies exóticas como as do gênero *Eucalyptus*, apresentou a maior variação de área entre as demais classes. Os plantios florestais exibiram um valor quase 27 vezes maior em 2018 (39.721,74 ha) que o verificado em 1985 (1.486,35 ha), concentrado-se na borda oeste da área de estudo (Figura 3). Este aumento considerável tem relação direta com o programa de fomento florestal, mantido pelo Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais (IEF/MG), em parceria com pequenos e médios produtores rurais. O programa incentiva a implantação e expansão de plantios florestais na Zona da Mata a fim de suprir as necessidades do setor moveleiro e de produção de carvão vegetal instalados na mesorregião (BASTOS; ALMEIDA, 2008; CORDEIRO et al., 2010;; VALDETARO, et al. 2015). Embora este tipo de floresta não seja de espécies nativas da região e apresente valores ecológicos significativamente mais baixos, ela ainda pode exercer funções, como contribuir para o aumento da conectividade geral e servindo, por exemplo, para o deslocamento de aves e mamíferos em matrizes dominadas por pastagens (BARBOSA et al., 2017; NOGUÉS; CABARGA-VARONA, 2014).

O maior número de fragmentos muito pequenos (≤ 5 ha) na Zona da Mata chama a atenção para a condição de deterioração dos remanentes florestais da mesorregião. A soma das classes C1 e C2 demonstrou que 90,78% do total de fragmentos em 2018 possui área inferior a 20 ha. Esta condição tem sido evidência em diversos estudos no bioma e representa uma ameaça constante à biodiversidade na Mata Atlântica (MOREIRA, 2019; RIBEIRO et al., 2009, dos SANTOS et al., 2016, SANTOS et al. 2018), especialmente às espécies com

baixa capacidade de dispersão que dependem ainda mais da qualidade do habitat (ALMEIDA-GOMES et al., 2016).

Em verdade, os fragmentos muito pequenos apresentaram a condição mais crítica, expressa pelos índices de paisagem avaliados. Embora em maior quantidade (NUMP), eles representam pouco da cobertura florestal da Zona da Mata, como demonstrado pelos menores valores de área total da classe (CA), e tamanho médio dos fragmentos pequenos (MPS). Além disso estão sob maior efeito de borda, uma vez que apresentaram os valores mais altos de densidade de borda (ED), e um índice de área central total (TCAI) que evidencia que 97,80% da área total da classe está a 50m da borda (dos SANTOS et al., 2016). É evidente que a maioria destes fragmentos estão altamente expostos aos efeitos da matriz de pastagem circundante e à sua interferência nos ecossistemas.

O efeito de borda gerado pela pressão das áreas limítrofes aos fragmentos florestais muito pequenos, provoca alterações nos regimes de luz e temperatura nas bordas da floresta (BARROS et al., 2019; MAGNAGO et al., 2015). Estas alterações favorecem a invasão de lianas e gramíneas, além de aumentar o recrutamento de espécies pioneiras, provocando maior competição entre espécies e a morte de árvores adultas (CAMPBELL et al., 2018; HADDAD et al., 2015; LAURANCE et al., 2014). Uma consequência deste processo é a redução, cada vez maior, da área dos fragmentos em função da degradação ou morte da vegetação localizada nas bordas (MORAES et al., 2017). Todos estes distúrbios podem modificar de forma significativa a riqueza, densidade, abundância e composição de espécies vegetais e animais, uma vez que descaracterizam os microhabitats internos do fragmento (IBÁÑEZ et al., 2014).

Em uma região altamente fragmentada quanto a deste estudo, a compreensão da real condição ecológica destes fragmentos florestais é de fundamental importância na implementação de ações de conservação. Por mais degradados que estejam, os fragmentos pequenos ainda atuam como elementos de ligação da paisagem e local de refúgio de espécies, o que torna essas ações ainda mais urgentes, a fim de garantir a persistência de espécies nessas manchas (ALMEIDA-GOMES et al., 2016; BARBOSA et al., 2017; BOESING; NICHOLS; METZGER, 2018; FARNEDA et al., 2020; FLETCHER et al., 2018, MATOS et al., 2017, METZGER et al., 2009; PARDINI et al., 2005; RIBEIRO et al., 2009; VIEIRA et al., 2009).

Os índices métricos de forma (MSI e MFPD) indicaram que os fragmentos grandes (C4) são mais irregulares que os muito pequenos (C1), devido aos valores mais distantes e mais próximos de 1, respectivamente. Além disso, os fragmentos da classe C4 demonstraram

estar mais distantes entre si, indicado pelos maiores valores de MNND. Os índices de forma são importantes para avaliar a capacidade do fragmento de resistir à influência do efeito de borda, uma vez que manchas mais circulares, consideradas mais regulares, apresentam menor contato das áreas núcleo do fragmento com a matriz. No entanto, é sabido que fragmentos grandes apresentam menor relação perímetro-área, o que também garante maior proteção das áreas internas do fragmento (FERNANDES; FERNANDES, 2017; SANTOS et al., 2018).

Os fragmentos grandes (>100 ha), mesmo em menor número, apresentaram os maiores valores de área total da classe e área central total (CA, TCA e TCAI), que são índices diretamente relacionados ao tamanho e à qualidade do fragmento (METZGER et al., 2009; MOREIRA, 2019; PIROVANI et al., 2014; SANTOS et al., 2018). O TCAI revelou que cerca de 54% da área total da classe C4 é composta de áreas centrais. Estas áreas desempenham um papel fundamental na sustentação de comunidades maiores e espécies de habitats mais restritivos, uma vez que estão sob menor pressão do efeito de borda (ALMEIDA-GOMES et al., 2016; CARVALHO et al., 2015). Por serem menos alteradas as áreas centrais também possuem maior heterogeneidade e com isso maior riqueza e diversidade de espécies, o que as tornam estratégicas para conservação da biodiversidade e manutenção de processos e serviços ecossistêmicos em uma paisagem (HADDAD et al., 2015; MAGNAGO et al., 2017). A diminuição da distância entre estes fragmentos por meio da conectividade com os pequenos, em maioria na paisagem, se mostra urgente e essencial, uma vez que essas áreas demonstraram ser as mais conservadas e com maior resiliência ecológica para resistir aos efeitos temporais da fragmentação e da matriz altamente antropizada (MOREIRA, 2019; SANTOS et al., 2018).

O resultado da sobreposição das variáveis sob a lógica *Fuzzy*, revelou que apenas três (3,30%) fragmentos apresentaram potencial “alto” e quatro (11,70%) “muito alto”, para implantação de corredores ecológicos na Zona da Mata. O restante dos fragmentos apresentou potencial médio (15) e baixo (23.330) (Figura 6a). Estes valores estão diretamente relacionados às variáveis CA, TCA e TE que classificaram os maiores fragmentos e com maior quantidade de áreas centrais com potencial mais elevado, o que também foi verificado por Santos et al. (2018) e Moreira (2019). É notável, portanto, que o conceito *Fuzzy* demonstrou ser eficiente na seleção e classificação dos fragmentos potencialmente mais conservados e ideais para integrar corredores ecológicos na Zona da Mata.

Ao analisar os 100 fragmentos no ranking de potencialidade, foi possível verificar que 61% destas áreas apresentam pelo menos uma parte de sua extensão sob proteção de UCs

(Figura 6b). Deste montante, apenas 6% estão localizadas em UCs de Proteção Integral, demonstrando que as UCs de Uso Sustentável tem sido responsáveis por mediar o uso racional da maior parte dos fragmentos potenciais da área de estudo. Vale ressaltar ainda, que dos 7 fragmentos de potencial “alto” e “muito alto”, 3 (três) estão dentro dos Parques Estadual da Serra do Brigadeiro, Estadual da Serra Negra da Mantiqueira e Nacional do Caparaó, e 1 (um) na Área de Proteção Ambiental Municipal Boqueirão da Mira e Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Serra Negra. Logo, restam 3 fragmentos com elevado potencial de conservação sem nenhum tipo de proteção, destacando estas áreas como potenciais, também, para criação de novas UCs pelo poder público na mesorregião.

A Zona da Mata possui 116 UCs, que protegem atualmente 9.101 fragmentos e 135.879,98 ha (17,65%) da cobertura vegetal total da mesorregião. Entre as unidades, 108 são de Uso Sustentável e 8 são de Proteção Integral, no qual se divide 15,03% e 2,62% da vegetação, respectivamente. Este último grupo cumpre um papel fundamental na proteção dos recursos ecológicos por meio do seu regime especial de gestão, que estabelece critérios mais restritivos de acesso e uso a essas áreas, comparada às de Uso Sustentável (BRASIL, 2000, RYLANDS; BRANDON, 2005). Por ser o grupo de UCs menos expressiva na Zona da Mata, e dada a condição urgente de proteger os fragmentos mais conservados, recomenda-se a priorização do grupo Proteção Integral (POMPEU et al., 2018) na criação de novas UCs na área de estudo. A garantia de efetividade do manejo, após a criação dessas áreas, também é fundamental para assegurar a proteção efetiva destas áreas (LIMA et al., 2005).

Os resultados encontrados com a análise da paisagem podem contribuir com as instituições governamentais da mesorregião, ou mesmo do estado de Minas Gerais, na formulação de ações estratégicas para proteção dos fragmentos mais conservados da Zona da Mata. Medidas iniciais de redução do desmatamento e dos distúrbios nas florestas podem contribuir significativamente para o aumento da biodiversidade (LORO et al., 2015; REZENDE et al., 2018). Aumentar a conectividade entre os fragmentos potenciais, as UCs e os fragmentos pequenos também é fundamental para aumentar a persistência de espécies e grupos ecológicos, recuperar a diversidade genética dos ecossistemas e torná-los mais resilientes aos efeitos da fragmentação (ALMEIDA-GOMES et al., 2016; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2016; SANTOS et al., 2018). Para os fragmentos muito pequenos são recomendadas ações de restauração ecológica, com uso de espécies vegetais nativas e endêmicas da região, ou mesmo o uso da regeneração natural, sob intervenção e monitoramento continuado, a fim de estimular o aumento da área e, conseqüentemente, de

áreas centrais nestas manchas (BRANCALION et al., 2013a, 2013b; MARTÍNEZ-RAMOS et al., 2016).

4.2 Proposta de implementação de corredor ecológico

A rota gerada pelo método do Caminho de Menor Custo (CMC) (Figura 8) possibilitou conectar o Parque Estadual da Serra Negra da Mantiqueira (saída) e o Parque Nacional do Caparaó (chegada) a outras 22 UCs e 19 fragmentos potenciais, passando por 35 municípios. A APA Municipal Boqueirão da Mira e a RPPN Fazenda Serra Negra foram as únicas UCs, entre as que abrigam os fragmentos de “alto” e “muito alto” potencial, a não entrar na rota do corredor. Este resultado se deve à localização do ponto de saída, ao sul da área de estudo, estar espacialmente acima destas áreas e, portanto, fora da rota do comportamento natural do método em direção ao ponto de destino. Apesar de menos da metade dos fragmentos potenciais integrarem o corredor, foi possível gerar, com uso do CMC, a melhor conexão possível para a paisagem, dentro dos limites impostos pela sua configuração altamente antropizada. Esta é a primeira proposta de corredor ecológico formulada especificamente para a Zona da Mata, e com o objetivo de conectar, a nível de paisagem, o máximo de UCs aos maiores e mais conservados fragmentos da mesorregião.

O método CMC foi escolhido por ser uma das principais ferramentas de modelagem da conectividade funcional entre organismos e paisagens, fundamentando propostas de corredores ecológicos em diversas paisagens degradadas pelo mundo (ADRIAENSEN et al., 2003; ERSOY; et al., 2019; LARUE; NIELSEN, 2008; LIANG et al., 2018; LORO et al., 2015; PONIATOWSKI et al., 2016; SANTOS et al., 2018c; SHIRABE, 2018). Sua principal particularidade é permitir a atribuição de valores de resistência máximos e mínimos a células que representam áreas indesejadas e prioritárias para passagem do corredor, respectivamente (ADRIAENSEN et al., 2003). O resultado final costuma ser satisfatório quanto mais os custos corresponderem às especificidades das espécies e ao objetivo de criação do corredor (PONIATOWSKI et al., 2016), servindo, portanto, para orientar a tomada de decisões por pesquisadores e órgãos públicos no planejamento e gestão de paisagens (ERSOY et al., 2019).

A rede de conexão obtida apresentou apenas uma rota para a área de estudo, diferente dos trabalhos que utilizaram metodologia similar e obtiveram uma grande variedade de caminhos para modelar os corredores ecológicos pelo CMC (LOUZADA et al., 2012; MOREIRA, 2019; SANTOS et al., 2018). Este resultado está diretamente relacionado ao

número muito pequeno de fragmentos com potencial “médio”, “alto” e “muito alto” para integrar os corredores. A dispersão destas áreas na paisagem, e a matriz antropizada com poucas células facilitadoras, torna previsível o número reduzido de caminhos possíveis entre o ponto de saída e de destino, passando pelo máximo número de fragmentos potenciais. Outro elemento importante foi a grande variação de largura e área entre os corredores gerados. Corredores com largura mínima (100m) foram gerados, em função da distância pequena entre fragmentos. A largura dos corredores influencia na relação perímetro-área, sendo que quanto mais estreitos, mais estarão sujeitos à pressão da matriz de pastagem no seu entorno (BARROS et al., 2019). O efeito de borda nessas áreas pode comprometer sua funcionalidade ecológica e provocar o desequilíbrio na rede de conexão (SHIRABE, 2018). Sendo assim, recomendamos a adoção de larguras maiores no processo de implementação do corredor, bem como a revisão desta distância mínima instituída pela Resolução CONAMA nº 09/1996 (BRASIL, 1996), por parte das autoridades públicas, a fim de amenizar estes efeitos (MOREIRA, 2019; SANTOS et al., 2018).

A respeito das APPs mapeadas na Zona da Mata, foi verificado que as áreas ocupadas pelas categorias Curso D’água e Nascentes apresentaram uso e cobertura da terra altamente irregular. A predominância das classes Pastagem e Mosaico de Agricultura e Pastagem, quando somadas, sugere que os avanços do desmatamento não tem respeitado áreas protegidas e que a maior parte dos proprietários rurais da Zona da Mata tem falhado no cumprimento da Lei Federal Nº 12.651/2012, no que compete à obrigatoriedade de preservação da vegetação ciliar e do entorno de nascentes (BRANCALION et al., 2016; REZENDE et al., 2018; SANTOS et al., 2016). Os resultados também sugerem que o poder público tem falhado no acompanhamento e fiscalização das propriedades, bem como no incentivo à restauração florestal de áreas desmatadas da região (BRANCALION et al., 2013b). Estudos que mapearam e avaliaram a qualidade e importância das APPs no bioma Mata Atlântica (BARRA ROCHA et al., 2019; PAOLINO et al., 2018; REZENDE et al., 2018), e em alguns locais da área de estudo, confirmam o uso irregular da terra em APPs (BARRA ROCHA; FREITAS; CASQUIN, 2019; SOARES et al., 2011).

As APPs de curso d’água e nascentes cumprem um papel fundamental na proteção dos recursos hídricos e na produção de serviços ecossistêmicos (NÓBREGA et al., 2020), uma vez que a vegetação, quando mantida, atua na proteção das margens, evitando os processos erosivos e de assoreamento; servem como corredores de vida selvagem permitindo a permeabilidade de espécies e seu acesso aos recursos hídricos (PAOLINO et al., 2018),

regulam a produção de matéria orgânica que alimenta processos ecossistêmicos aquáticos (CASOTTI et al., 2015; WANG et al., 2018) além de capturar carbono (GARRASTAZÚ et al., 2015), entre outras funcionalidades. A ameaça a essas áreas pode comprometer todas estas funções bem como a qualidade e a disponibilidade hídrica da área de estudo, uma vez que estudos já comprovaram a relação direta da supressão de florestas ripárias, ao longo do tempo, com a redução da qualidade e da vazão da água de rios e nascentes (LIND, et al. 2019; NÓBREGA et al., 2020; WANG et al., 2018).

Os mapas de uso da terra, dentro do corredor ecológico principal e das APPs do corredor, mostraram que quase metade da área de ambos está ocupada por fragmentos florestais. Este resultado é importante a princípio, pois confirma a eficiência do método CMC em escolher as áreas mais preservadas como ideais para compor o desenho da rede de conexão. A maior representatividade das classes Pastagem e Mosaico de Pastagem e Agricultura, somando juntas 51,77% e 54,12% da cobertura do corredor e das APPs, respectivamente, chamou a atenção para o uso antrópico intenso nessas áreas. Estas áreas antropizadas acabam atuando como barreiras físicas à passagem e dispersão das espécies ameaçando a funcionalidade ecológica dessas áreas (BRANCALION et al., 2016; MORAES, et al., 2017; PAOLINO et al., 2018).

O tipo de matriz e a estrutura da paisagem no qual se inserem os fragmentos, influenciam diretamente no funcionamento dos seus ecossistemas (BARROS et al., 2019; FARNEDA et al., 2020; MORAES et al., 2017; VIEIRA et al., 2009). O uso da terra dentro dos corredores reflete a mesma realidade da paisagem geral da Zona da Mata e de diferentes regiões da Mata Atlântica, no qual fragmentos remanescentes tem sua integridade ameaçada pelo avanço das pastagens e das intervenções antrópicas (FLETCHER et al., 2018; RIBEIRO et al., 2009; SANTOS et al., 2018b). Melhorar a qualidade da matriz dentro do corredor é fundamental para garantir sua efetividade na proteção de espécies, uma vez que degradada não garante as condições ideais para o deslocamento das espécies na paisagem, diminuindo assim o fluxo gênico (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2016; BOESING et al., 2018; LIU et al., 2019).

Uma série de medidas precisam ser tomadas, a fim de reduzir os avanços do desmatamento na Zona da Mata e restaurar as áreas com uso da terra irregular. Medidas preventivas, como o aumento da fiscalização pelos órgãos ambientais e o fortalecimento da educação ambiental junto à população, principalmente os produtores rurais, são importantes para promover mudanças na forma de uso e exploração da terra na mesorregião. A

centralidade no acompanhamento dos(a) proprietários(a) rurais precisa ser considerada, uma vez que a maior parte dos fragmentos remanescentes se encontram em propriedades privadas (RIBEIRO et al., 2009; SANTOS et al., 2018b). É importante que estes sujeitos sociais aumentem seus conhecimentos a respeito dos efeitos do uso da terra, bem como sua relação com problemas ambientais, para que se sensibilizem e modifiquem a forma de explorar a terra (BRANNSTROM, 2001). Outra medida que pode ser adotada e trazer resultados positivos junto aos(a) proprietários(a) é a do incentivo econômico aos(a) que protegem seus remanescentes florestais e promovem a conservação ambiental, por meio dos pagamentos por serviços ambientais (PSA) (BRASIL, 2011, EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; RUGGIERO et al., 2019; SALZMAN et al., 2018). Iniciativas envolvendo organizações da sociedade civil, iniciativa privada e poder público no estado de Minas Gerais já vem sendo desenvolvidas sob a lógica de projetos e programas de PSA em vários municípios, mesmo ainda carecendo de uma legislação que estabeleça diretrizes e oriente uma política estadual e municipal de pagamentos por serviços ambientais (SILVA, 2015).

As ações para recompor a vegetação nas áreas dominadas por pastagem, devem priorizar ao máximo a redução de custos, sem deixar de garantir o retorno da integridade ecológica destas áreas (LATAWIEC et al., 2015). O plantio de espécies florestais nas áreas cobertas pelas classes Pastagem e Mosaico de Agricultura e Pastagem, com base no modelo de restauração ecológica de Ribeiro et al. (2006), necessitaria de 63.206.850 e 10.502.017 mudas de espécies nativas, respectivamente. O custo de aquisição das mudas torna alto o investimento quando somente este método é adotado. Recomendamos, portanto, o uso de alternativas mais baratas e acessíveis aos proprietários rurais da Zona da Mata, como a regeneração natural, aliada a técnicas de enriquecimento como chuva de sementes, entre outras, e a implantação de sistemas agroflorestais (MARTÍNEZ-RAMOS et al., 2016; RODRIGUES et al., 2009; RUGGIERO et al., 2019). Estas técnicas tem como base o estímulo da resiliência natural das áreas e a conciliação entre espécies agrícolas e florestais, nativas ou intercaladas com exóticas (BRASIL, 2012), atuando na recuperação e conservação do solo, e na geração de renda para produtores rurais (HAGGAR et al., 2019; TSCHARNTKE et al., 2011). O direcionamento das ações de reflorestamento dentro das APPs, ao garantir o simples cumprimento do que exige a Lei Federal Nº 12.651/2012, já contribui de forma significativa na recomposição da vegetação dentro do corredor. Sendo assim, recomendamos a priorização das medidas de restauração ecológica mencionadas nestas áreas.

A implantação de corredores ecológicos, conectando os fragmentos potenciais às áreas protegidas da Zona da Mata, pode contribuir significativamente no aumento da permeabilidade de espécies pela paisagem. Porém a efetividade ecológica do corredor, e sua maior contribuição para os processos ecossistêmicos, está diretamente atrelada a esta gama de medidas que precisam ser tomadas, envolvendo órgãos ambientais, poder público e população da mesorregião na tentativa de mitigar os efeitos negativos da fragmentação, principalmente nas manchas muito pequenas. A aplicação da lógica Fuzzy constitui uma importante ferramenta na identificação dos fragmentos potencialmente mais conservados e, por isso, recomendamos sua utilização em mais estudos de planejamento e gerenciamento de paisagens. Os fragmentos potenciais identificados devem ser melhor estudados para fornecerem as informações necessárias ao direcionamento de medidas de proteção de seus ecossistemas.

5. CONCLUSÃO

Pastagem é o uso da terra predominante na paisagem da Zona da Mata de 1985 a 2018.

Os fragmentos remanescentes de Floresta Atlântica são, em sua maioria, muito pequenos (< 5 ha), e estão sob forte efeito de borda.

A aplicação do conceito Fuzzy, atrelado ao método do caminho de menor custo, possibilitou a elaboração de uma proposta de rede de conexão entre fragmentos potencialmente mais conservados e áreas protegidas da mesorregião.

As Áreas de Preservação Permanente de curso d'água e nascentes apresentaram mais da metade de sua área sob uso irregular com Pastagem e Mosaico de Agricultura e Pastagem.

A criação da rede de corredores ecológicos e a adoção de uma gama de medidas, envolvendo poder público, órgãos ambientais e população da Zona da Mata, são necessárias para proteger os fragmentos remanescentes e restaurar a integridade ecológica da paisagem.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Viçosa (UFV) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), pelo financiamento do projeto. Aos colegas de trabalho e integrantes do Laboratório de Sistemas de Informação Geográfica – SIGMA/UFV e do grupo de pesquisa do CNPq *Biotechnology Applied to the Global Environment* (GAGEN/UFES) pela grande contribuição metodológica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADRIAENSEN, F. et al. The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model. **Landscape and Urban Planning**, v. 64, n. 4, p. 233–247, 2003.
- ALMEIDA-GOMES, M. et al. Patch size matters for amphibians in tropical fragmented landscapes. **Biological Conservation**, v. 195, p. 89–96, 2016.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen’s climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Landscape composition is more important than landscape configuration for phyllostomid bat assemblages in a fragmented biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 198, p. 84–92, 2016.
- BARBOSA, K. V. DE C. et al. Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 1, p. 42–46, 2017.
- BARRA ROCHA, C. H.; FREITAS, F. A. DE; CASQUIN, A. P. Conflitos de uso da terra nas apps hídricas de manancial da Zona da Mata mineira, Brasil. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 39, n. June, p. 1–22, 2019.
- BARROS, F. M. et al. Matrix type and landscape attributes modulate avian taxonomic and functional spillover across habitat boundaries in the Brazilian Atlantic Forest. **Oikos**, v. 128, n. 11, p. 1600–1612, 2019.
- BASÍLIO, G. A., et al. Ecologia da comunidade de Bromeliaceae epifíticas em um remanescente de Floresta Atlântica, MG, Brasil. **Hoehnea**, 42(1), 21-31, 2015.
- BARBOSA D.E.F, et al. Vascular epiphytes in a remnant of seasonal semideciduous forest in the Zona da Mata, state of Minas Gerais, Brazil. *Bioscience Journal* 31: 623-633, 2015.
- BASTOS, S. Q. DE A.; ALMEIDA, B. B. DE M. Metodologia de Identificação de Aglomerações Industriais: Uma Aplicação para Minas Gerais. **Revista Economia**, v. 9, n. 4, p. 63–86, 2008.
- BELLARD, C. et al. Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 12, p. 1376–1386, 2014.
- BENÍTEZ-MALVIDO, J. et al. The multiple impacts of tropical forest fragmentation on arthropod biodiversity and on their patterns of interactions with host plants. **PLoS ONE**, v. 11, n. 1, p. 1–15, 2016.
- BOESING, A. L.; NICHOLS, E.; METZGER, J. P. Biodiversity extinction thresholds are

- modulated by matrix type. **Ecography**, v. 41, n. 9, p. 1520–1533, 2018.
- BRANCALION, P. H. S. et al. Biodiversity persistence in highly humanmodified tropical landscapes depends on ecological restoration. **Tropical Conservation Science**, v. 6, n. 6, p. 705–710, 2013a.
- BRANCALION, P. H. S. et al. How to Organize a Large-Scale Ecological Restoration Program? The Framework Developed by the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 32, n. 7, p. 728–744, 2013b.
- BRANCALION, P. H. S. et al. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): Updates and ongoing initiatives. **Natureza e Conservacao**, v. 14, p. 1–15, 2016.
- BRANDO, P. M. et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 111, n. 17, p. 6347–6352, 2014.
- BRANNSTROM, C. Conservation-with-Development Models in Brazil's Agro-Pastoral Landscapes. **World Development**, v. 29, n. 8, p. 1345–1359, 2001.
- BRASIL. **Resolução CONAMA Nº 9, de 24 de outubro de 1996**. Define corredor de vegetação entre remanescentes. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, n. 217, 7 nov. 1996. Seção 1, p. 23069-23070
- BRASIL, 2000. **LEI Nº 9.985, DE 18 DE JULHO DE 2000**. Regulam. o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Fed. institui o Sistema Nacional de Unidades Conservação da Natureza e dá outras Providências. Disponível em < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.html>. Acesso em: 21.09.2019.
- BRASIL, 2018. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. Disponível em < <http://www.icmbio.gov.br/portal/>>. Acesso em: 23.09.2019.
- BRASIL, 2012. **LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012**. Disponível em < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.html>. Acesso em: 20.12.2019.
- CAMPBELL, M. J. et al. Edge disturbance drives liana abundance increase and alteration of liana–host tree interactions in tropical forest fragments. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 8, p. 4237–4251, 2018.
- CARVALHO, F. A.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Tree structure and diversity of lowland Atlantic forest fragments: comparison of disturbed and undisturbed remnants. **Journal of Forestry Research**, v. 27, n. 3, p. 605–609, 2015.
- CASOTTI, C. G. et al. Assessing the importance of riparian zones conservation for leaf decomposition in streams. **Natureza e Conservacao**, v. 13, n. 2, p. 178–182, 2015.
- CORDEIRO, S. A. et al. Contribuição do fomento do órgão florestal de minas gerais na lucratividade e na redução de riscos para produtores rurais. **Revista Arvore**, v. 34, n. 2, p. 367–376, 2010.
- DE JÚNIOR, A. S. et al. Application of the Köppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 108, n. 1–2, p. 1–7, 2012.
- DO COUTO-SANTOS, A. P. L.; CONCEIÇÃO, A. A.; FUNCH, L. S. The role of temporal scale in linear edge effects on a submontane Atlantic forest arboreal community. **Acta**

Botanica Brasilica, v. 29, n. 2, p. 190–197, 2015.

EMER, C. et al. Seed-dispersal interactions in fragmented landscapes – a metanetwork approach. **Ecology Letters**, v. 21, n. 4, p. 484–493, 2018.

ERSOY, E.; JORGENSEN, A.; WARREN, P. H. Identifying multispecies connectivity corridors and the spatial pattern of the landscape. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 40, p. 308–322, 2019.

ESRI. Environmental Systems Research Institute (2015) USA.

ESRI. Help - ArcGIS Desktop: Distance toolset concepts, USGS, 2018. Disponível em: <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/an-overview-of-the-distance-tools.htm> . Acesso em: 10 fev. 2020.

EZZINE-DE-BLAS, D. et al. Global patterns in the implementation of payments for environmental services. **PLoS ONE**, v. 11, n. 3, 2016.

FARNEDA, F. Z.; MEYER, C. F. J.; GRELLE, C. E. V. Effects of land-use change on functional and taxonomic diversity of Neotropical bats. **Biotropica**, v. 52, n. 1, p. 120–128, 2020.

FEAM. Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. Mapa de solos do Estado de Minas Gerais. Disponível: Acesso: 05 out. 2019.

FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. DE M. Análise espacial da fragmentação florestal da bacia do Rio Ubá - RJ. **Ciencia Florestal**, v. 27, n. 4, p. 1429–1439, 2017.

FLETCHER, R. J. et al. Is habitat fragmentation good for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 226, n. July, p. 9–15, 2018.

GARRASTAZÚ, M. C. et al. Carbon sequestration and riparian zones: Assessing the impacts of changing regulatory practices in Southern Brazil. **Land Use Policy**, v. 42, p. 329–339, 2015.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1–10, 2015.

HAGGAR, J. et al. Contribution of agroforestry systems to sustaining biodiversity in fragmented forest landscapes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 283, n. June, p. 106567, 2019.

HANDFIELD, R. et al. Applying environmental criteria to supplier assessment: A study in the application of the Analytical Hierarchy Process. **European Journal of Operational Research**, v. 141, n. 1, p. 70–87, 2002.

HANSEN, M. C. High-Resolution Global Maps of. v. 850, n. November, p. 850–854, 2013.

HERMOSILLA, T. et al. Impact of time on interpretations of forest fragmentation: Three-decades of fragmentation dynamics over Canada. **Remote Sensing of Environment**, v. 222, n. September 2018, p. 65–77, 2019.

IBÁÑEZ, I. et al. Assessing the integrated effects of landscape fragmentation on plants and plant communities: The challenge of multiprocess-multiresponse dynamics. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 4, p. 882–895, 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Malhas Digitais. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/organizacao_do_territorio/malhas_territoriais/malhas_municipais/

municipio_2015/UFs/MG/>. Acesso em: 29 set. 2019.

LARUE, M. A.; NIELSEN, C. K. Modelling potential dispersal corridors for cougars in midwestern North America using least-cost path methods. **Ecological Modelling**, v. 212, n. 3–4, p. 372–381, 2008.

LATAWIEC, A. E. et al. Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 4, p. 211–218, 2015.

LAURANCE, W. F.; SAYER, J.; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 29, n. 2, p. 107–116, 2014.

LIANG, J. et al. Integrating priority areas and ecological corridors into national network for conservation planning in China. **Science of the Total Environment**, v. 626, p. 22–29, 2018.

LIMA, G. S.; RIBEIRO, G. A.; GONÇALVES, W. Avaliação da efetividade de manejo das unidades de conservação de proteção integral em Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 29, n. 4, p. 647–653, 2005.

LIND, L.; HASSELQUIST, E. M.; LAUDON, H. Towards ecologically functional riparian zones: A meta-analysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes. **Journal of Environmental Management**, v. 249, n. August, p. 109391, 2019.

LIU, J. et al. Forest fragmentation in China and its effect on biodiversity. **Biological Reviews**, v. 94, n. 5, p. 1636–1657, 2019.

LORO, M. et al. Ecological connectivity analysis to reduce the barrier effect of roads. An innovative graph-theory approach to define wildlife corridors with multiple paths and without bottlenecks. **Landscape and Urban Planning**, v. 139, p. 149–162, 1 jul. 2015.

LOUZADA FRANCIANE, L. R. DE O. et al. Proposta de corredores ecológicos para interligação de parques estaduais utilizando geotecnologia, Espírito Santo (ES)-Brasil. **Revista Geografica Venezolana**, v. 53, n. 2, p. 239–254, 2012.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2305–2318, 2015.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, v. 31, n. 2, p. 542–552, 2017.

MARTÍNEZ-RAMOS, M. et al. Natural forest regeneration and ecological restoration in human-modified tropical landscapes. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 745–757, 2016.

MARTINSON, H. M.; FAGAN, W. F. Trophic disruption: A meta-analysis of how habitat fragmentation affects resource consumption in terrestrial arthropod systems. **Ecology Letters**, v. 17, n. 9, p. 1178–1189, 2014.

MATOS, F. A. R. et al. Effects of landscape configuration and composition on phylogenetic diversity of trees in a highly fragmented tropical forest. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 1, p. 265–276, 2017.

MCGARIGAL, K.; SA CUSHMAN, e E ENE. 2012. FRAGSTATS v4: **Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps**. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponível em: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Acesso em: 28.09.2019.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for**

quantifying landscape structure. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station: General Technical Report (GTR), 59 p. 1995.

METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1166–1177, 2009.

MITTERMEIER, R. A. et al. Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (Eds.). . **Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas.** [s.l.] Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2011. p. 277–293.

MORAES, M. C. P. DE; MELLO, K. DE; TOPPA, R. H. Protected areas and agricultural expansion: Biodiversity conservation versus economic growth in the Southeast of Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 188, p. 73–84, 2017.

MORANTE-FILHO, J. C.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FARIA, D. Patterns and predictors of β -diversity in the fragmented Brazilian Atlantic forest: A multiscale analysis of forest specialist and generalist birds. **Journal of Animal Ecology**, v. 85, n. 1, p. 240–250, 2016.

MOREIRA, T. R. **Proposta de implantação de corredores ecológicos para mitigação dos impactos ambientais na Bacia Hidrográfica do Rio Doce, Brasil.** Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2019.

MOTA, P. H. S. **Aprendizado de máquina e análise multicritério na identificação de fragmentos florestais potenciais para a coleta de sementes na zona da mata mineira.** Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2019.

MUYLAERT, R. L. et al. Uma Nota Sobre Os Limites Territoriais Da Mata Atlântica. **Oecologia Australis**, v. 22, n. 03, p. 302–311, 2018.

MYERS, N., MITTERMEIER, R., MITTERMEIER, C. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403, 853–858 (2000). <https://doi.org/10.1038/35002501>

NEVES, M. O. et al. Anurans of serra negra da mantiqueira, zona da mata of Minas Gerais, Brazil: A priority area for biodiversity conservation. **Herpetology Notes**, v. 10, n. May, p. 297–311, 2017.

NEWBOLD, T. et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, 2015.

NÓBREGA, R. L. B. et al. Ecosystem services of a functionally diverse riparian zone in the Amazon–Cerrado agricultural frontier. **Global Ecology and Conservation**, v. 21, 2020.

NOGUÉS, S.; CABARGA-VARONA, A. Modelling land use changes for landscape connectivity: The role of plantation forestry and highways. **Journal for Nature Conservation**, v. 22, n. 6, p. 504–515, 2014.

OLIVEIRA, G. de C.; FERNANDES FILHO, E. I. Metodologia para delimitação de APP's em topos de morro segundo o novo Código Florestal brasileiro utilizando sistemas de informação geográfica. In: XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2013, Foz do Iguaçu. Anais, Foz do Iguaçu: INPE. p. 4443–4450, 2013.

PAOLINO, R. M. et al. Importance of riparian forest corridors for the ocelot in agricultural landscapes. **Journal of Mammalogy**, v. 99, n. 4, p. 874–884, 2018.

PARDINI, R. et al. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological**

- Conservation**, v. 124, n. 2, p. 253–266, 2005.
- PELUZIO, T. M. de O. et al. Mapeamento de Áreas de Preservação Permanente no ArcGIS 9.3. 1. ed. **Alegre: CAUFES**, 2010.
- PELUZIO, T. M. de O. Lógica Fuzzy na Determinação de Fragmentos Florestais para a Coleta de Sementes. 2017. 151 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2017.
- PERKL, R. M. Geodesigning landscape linkages: Coupling GIS with wildlife corridor design in conservation planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 156, p. 44–58, 2016.
- PIRES, A. Café, finanças e bancos: uma análise do sistema financeiro da zona da Mata de Minas Gerais (1889-1930). n. March, p. 412, 2004.
- PIROVANI, D. B. et al. Análise espacial de fragmentos florestais na bacia do rio Itapemirim, ES. **Revista Arvore**, v. 38, n. 2, p. 271–281, 2014.
- POMPEU, P. V. et al. Assessing Atlantic cloud forest extent and protection status in southeastern Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v. 43, n. April, p. 146–155, 2018.
- PONIATOWSKI, D. et al. Functional connectivity as an indicator for patch occupancy in grassland specialists. **Ecological Indicators**, v. 67, p. 735–742, 2016.
- PORTUGAL, A. F.; COSTA, O. D. V.; COSTA, L. M. Propriedades físicas e químicas do solo em áreas com sistemas produtivos e mata na região da Zona da Mata Mineira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 575–585, 2010.
- POURGHASEMI, H. R.; PRADHAN, B.; GOKCEOGLU, C. Application of fuzzy logic and analytical hierarchy process (AHP) to landslide susceptibility mapping at Haraz watershed, Iran. **Natural Hazards**, v. 63, n. 2, p. 965–996, 2012.
- REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.
- ROCHA, M. J. R. DA et al. Floristic and ecological attributes of a Seasonal Semideciduous Atlantic Forest in a key area for conservation of the Zona da Mata region of Minas Gerais State, Brazil. **Hoehnea**, v. 44, n. 1, p. 29–43, 2017.
- RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.
- RUGGIERO, P. G. C. et al. Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. **Land Use Policy**, v. 82, n. November 2018, p. 283–291, 2019.
- RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Unidades de conservação brasileiras. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 1–9, 2005.
- SAATY, T. L. **A scaling method for priorities in hierarchical structures**. Journal of Mathematical Psychology, v. 15, n. 3, p. 234–281, 1977.
- SALZMAN, J. et al. The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 3, p. 136–144, 2018.
- SANTOS, J. F. C. DOS et al. Potential Areas for the Formation of Ecological Corridors

- Between Remnants of Atlantic Forest. **Revista Árvore**, v. 40, n. 5, p. 803–813, 2016.
- SANTOS, J. S. et al. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 88, n. February, p. 414–424, 2018.
- 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, 2015.
- SCOLFOR, J. R.; CARVALHO, L. M. T. de. **Mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Universidade Federal de Lavras, Instituto Estadual de Florestas. Lavras: UFLA, 2006. 288p.
- SHIRABE, T. Buffered or bundled, least-cost paths are not least-cost corridors: Computational experiments on path-based and wide-path-based models for conservation corridor design and effective distance estimation. **Ecological Informatics**, v. 44, n. 2017, p. 109–116, 2018.
- SILVA, R. F. B. DA; BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Socioeconomic changes and environmental policies as dimensions of regional land transitions in the Atlantic Forest, Brazil. **Environmental Science and Policy**, v. 74, n. May, p. 14–22, 2017.
- SOARES, V. P. et al. Mapeamento de áreas de preservação permanentes e identificação dos conflitos legais de uso da terra na bacia hidrográfica do Ribeirão São Bartolomeu - MG. **Revista Arvore**, v. 35, n. 3, p. 555–563, 2011.
- TILMAN, D. et al. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature**, 371, 65–66, 1994. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/371065a0.pdf>>.
- TSCHARNTKE, T. et al. Multifunctional shade-tree management in tropical agroforestry landscapes - A review. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 3, p. 619–629, 2011.
- VALDETARO, E. B. . et al. Conjugação dos métodos da matriz de interação e do Check-List na avaliação quali-quantitativa de impactos ambientais de um programa de fomento florestal. **Revista Árvore**, v. 39, n. 4, p. 611–622, 2015.
- VALVERDE, O. Estudo Regional da Zona da Mata, de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 20, p. 3–82, 1958.
- VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE, 123 p, 1991.
- VIEIRA, M. V. et al. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1191–1200, 2009.
- WANG, Y. et al. Effects of vegetation types on water-extracted soil organic matter (WSOM) from riparian wetland and its impacts on riverine water quality: Implications for riparian wetland management. **Science of the Total Environment**, v. 628–629, p. 1249–1257, 2018.
- ZADEH, L. A. Fuzzy Sets. **Information and Control**, v. 8, p. 338–353, 1965.

APÊNDICES

APÊNDICE A - Custos atribuídos às classes de uso e cobertura da terra da região da Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil, e suas respectivas justificativas para uso no método do caminho de menor custo (CMC).

Classes de uso da terra	Custo	Justificativa
Floresta Natural	1	Áreas ideais para compor corredores ecológicos (CEs)
Silvicultura	50	Áreas com vegetação plantada para fins econômicos, na maioria das vezes, sendo suprimidas após alguns anos e podendo a área ficar descoberta
Agricultura	100	Representam impedimento à passagem do CE, recebendo custo extremo, uma vez que são áreas produtivas e de grande densidade populacional, respectivamente. A aquisição dessas áreas geraria altos custos à criação do corredor
Infraestrutura Urbana		
Pastagem	50	Áreas utilizadas, em sua maioria, para agropecuária ou abandonadas após desflorestamento. A recuperação com plantios de espécies florestais nativas seria uma medida necessária nestas áreas
Mosaico de Agricultura e Pastagem		
Corpos D'água	1	Áreas ideais para compor o CE, uma vez que suas margens constituem áreas de preservação obrigatória prevista em Lei e são locais de dessedentação da fauna. Não constituem uma barreira uma vez que sua largura é pequena
Outros	100	Áreas contendo mineração, afloramentos rochosos ou outras áreas não vegetadas. Estas áreas representam barreiras à passagem do corredor na região

Fonte: Adaptado de Louzada et al. (2012).

APÊNDICE B - Custos atribuídos às Áreas de Preservação Permanente – APPs da região da Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil para aplicação do Método de Menor Custo (MMC)

APPs	Custos	Justificativa
Presença de APPs	1	Áreas ideais para passagem do CE
Ausência de APPs	100	Áreas com barreiras para a passagem do CE

Fonte: Adaptado de Louzada et al. (2012).

APÊNDICE C - Custos atribuídos aos fragmentos florestais (IEP) da região da Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil para aplicação do Método de Menor Custo (MMC)

APPs	Custos	Justificativa
Presença de fragmentos	1	Áreas ideais para passagem do CE
Ausência de fragmentos	100	Áreas com barreiras para a passagem do CE

Fonte: Adaptado de Louzada et al. (2012).

APÊNDICE D - Custos atribuídos às classes de declividade da região da Zona da Mata, Minas Gerais, Brasil e suas respectivas justificativas para aplicação do Método de Menor Custo (MMC)

Declividade	Custos	Justificativa
< 20°	100	Áreas mais aptas para agricultura e normalmente utilizadas para este fim
20 – 45°	50	Áreas de uso restrito que exigem nível intermediário de esforço da fauna para deslocamento pelo corredor.
> 45°	1	Áreas de Preservação Permanente ideais para passagem do CE

Fonte: Adaptado de Louzada et al. (2012).

ANEXOS

ANEXO A - Códigos de legenda para os valores de pixel dos mapas de uso e cobertura da terra da coleção 4.0 do MapBiomas.

COLEÇÃO 4 - PORTUGUÊS	COLLECTION 4 - ENGLISH	NEW ID
1. Floresta	1. Forest	1
1.1. Floresta Natural	1.1. Natural Forest	2
1.1.1. Formação Florestal	1.1.1. Forest Formation	3
1.1.2. Formação Savânica	1.1.2. Savanna Formation	4
1.1.3. Mangue	1.1.3. Mangrove	5
1.2. Floresta Plantada	1.2. Forest Plantation	9
2. Formação Natural não Florestal	2. Non Forest Natural Formation	10
2.1. Área Úmida Natural não Florestal	2.1. Wetland	11
2.2. Formação Campestre	2.2. Grassland	12
2.3. Apicum	2.3. Salt Flat	32
2.4. Afloramento Rochoso	2.4. Rocky Outcrop	29
2.5. Outra Formação Natural não Florestal	2.5. Other Non Forest Natural Formation	13
3. Agropecuária	3. Farming	14
3.1. Pastagem	3.1. Pasture	15
3.2. Agricultura	3.2. Agriculture	18
3.2.1. Cultura Anual e Perene	3.2.1. Annual and Perennial Crop	19
3.2.2. Cultura Semi-Perene	3.2.2. Semi-perennial Crop	20
3.3. Mosaico de Agricultura e Pastagem	3.3. Mosaic of Agriculture and Pasture	21
4. Área não vegetada	4. Non vegetated area	22
4.1. Praia e Duna	4.1. Beach and Dune	23
4.2. Infraestrutura Urbana	4.2. Urban Infrastructure	24
4.3. Mineração	4.3. Mining	30

4.4. Outra Área não Vegetada	4.4. Other Non Vegetated Area	25
5. Corpos D'água	5. Water	26
5.1 Rio, Lago e Oceano	5.1. River, Lake and Ocean	33
5.2 Aquicultura	5.2. Aquaculture	31
6. Não observado	6. Non Observed	27

Fonte: Projeto MAPBIOMAS.