

UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI

Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal

Daniela Torres Morandi

**DELIMITAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS ENTRE UNIDADES DE
CONSERVAÇÃO NO CERRADO BRASILEIRO.**

Diamantina, Minas Gerais

2018

Daniela Torres Morandi

**DELIMITAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS ENTRE UNIDADES DE
CONSERVAÇÃO NO CERRADO BRASILEIRO.**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, como requisito para obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Prof^a Dr^a Danielle Piuzana Mucida

Diamantina, Minas Gerais

2018

Elaborado com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

M829d

Morandi, Daniela Torres

Delimitação de corredores ecológicos entre unidades de conservação no cerrado brasileiro / Daniela Torres Morandi, 2018. 24 p.

Orientadora: Danielle Piuwana Mucida

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2018.

1. Corredores ecológicos. 2. Ecologia dos cerrados. 3. Cerrados. I. Mucida, Danielle Piuwana. II. Título. III. Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri.

CDD 333.9516

Ficha Catalográfica – Serviço de Bibliotecas/UFVJM
Bibliotecário Ivanilton Antônio de Oliveira, CRB-6/3359

DANIELA TORRES MORANDI

**Delimitação de corredor ecológico entre Unidades de Conservação
no Cerrado Brasileiro**

Dissertação apresentada ao
MESTRADO EM CIÊNCIA
FLORESTAL, nível de MESTRADO
como parte dos requisitos para
obtenção do título de MAGISTER
SCIENTIAE EM CIÊNCIA
FLORESTAL

Orientador (a): Prof.^a Dr.^a Danielle
Piuzana Mucida

Data da aprovação : 19/09/2018



Prof.Dr.^a DANIELLE PIUZANA MUCIDA - UFVJM



Prof.Dr. EVANDRO LUIZ MENDONÇA MACHADO - UFVJM



Prof.Dr. GLAUCO JOSÉ DE MATOS UMBELINO - UFVJM

DIAMANTINA,

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

O Cerrado é um *hotspot* ecológico intensamente fragmentado e globalmente importante. Neste contexto, o objetivo deste estudo foi desenvolver uma metodologia por meio do uso da *Analytic Hierarchy Process* (AHP) como tomada de decisão multicritério, assim como analisar a ecologia da paisagem na identificação de áreas mais adequadas à criação de Corredor Ecológico (CE) entre duas Unidades de Conservação localizadas na Serra do Espinhaço Meridional, Cerrado brasileiro. Corredores sugeridos em Sistema de Informação geográfica foram baseados em algoritmo de busca do caminho de menor custo (Least Cost Path), considerando o uso da terra, declividade do terreno e áreas de preservação permanente (APP's). Três CEs foram propostos, com comprimento médio de 16,82 km, largura média de 1,68 km e área média de 28,3km². A análise da ecologia de paisagem mostrou paisagem heterogênea, porém de boa qualidade ambiental para criação de CEs. Os corredores propostos foram eficientes em usar os habitats naturais presentes nas unidades de conservação, com menor efeito de borda e fornecendo suporte necessário para a maioria dos animais selvagens. Deve-se atentar para o avanço das atividades antrópicas e urbanização, que são ameaças à fragmentação ecossistêmica natural. Estudos adicionais podem ser importantes para implantação dos CE's considerando outros fatores que possam influenciar a delimitação. A metodologia proposta pode ser aplicada a outras ecorregiões brasileiras e globais.

Palavras-Chave: Planejamento florestal, Sistema de Informações Geográficas, Ecologia de Paisagem, Análise multicritério.

ABSTRACT

Cerrado is an ecologically intense hotspot that is intensely fragmented and globally important. In this context, the objective of this study was to develop a methodology through the use of AHP as a multicriteria decision making, as well as to analyze the ecology of the landscape in the identification of areas more appropriate to the creation of an Ecological Corridor between two Conservation Units located in the Serra do Espinhaço Meridional, Brazilian Cerrado. Suggested corridors in geographic information system were based on least cost path search algorithm (LCP), considering land use, land slope and permanent preservation areas (APPs). Three ECs were proposed, with an average length of 16.82 km, an average width of 1.68 km and an average area of 28.3 km². The analysis of landscape ecology showed a heterogeneous landscape, but of good environmental quality for the creation of CEs. . The proposed corridors were efficient in using the natural habitats present in the conservation units with less edge effect and providing the necessary support for most wildlife. Attention must be paid to the advancement of human activities and urbanization, which are threats to natural ecosystem fragmentation. Additional studies may be important for EC implantation considering other factors that may influence the delimitation. The proposed methodology can be applied to other Brazilian and global ecoregions.

Key words: Forest planning, Geographic Information System, Landscape ecology, Multicriteria analysis.

SUMÁRIO

1. Introdução	1
2. Material e Método	3
2.1 Descrição da área de estudo	3
2.2 Método	4
3. Resultados	9
3.1 Mapeamento do uso e cobertura da terra	9
3.2 Mapeamento da declividade do terreno	9
3.3 Mapeamento das APPs da área de estudo	10
3.4 Processo Analítico Hierárquico	10
3.5 Conexão dos elementos de baixo custo pelo método LCP na delimitação de corredores ecológicos.....	12
3.6 Leitura da paisagem: análise métrica espacial	14
4. Discussão	16
5. Conclusão	19
6. Referências Bibliográficas	20

1 Introdução

A fragmentação da paisagem refere-se à perda de continuidade da vegetação natural ou do ecossistema, a qual afeta tanto a estrutura como a biodiversidade (Lord e Norton 1990; Salazar et al. 2017; Buffa et al. 2018). As barreiras criadas pela fragmentação dificultam o fluxo gênico e de indivíduos entre os fragmentos remanescentes, ocasionando o isolamento de suas formações e populações, intensificação das competições, alteração da estrutura e qualidade de habitats (Metzger et al. 1998; Muchailh et al. 2010; Buffa et al. 2018), redução da variabilidade genética, aumento do risco de extinção das espécies (Pelorosso et al. 2016). Geralmente, os processos que patrocinam a fragmentação da paisagem estão ligados ao modelo econômico vigente, de mau uso e ocupação da terra e crescimento desordenado da população (Taberelli et al. 2010; Sulieman 2018).

O Cerrado é um dos domínios brasileiros mais antropizados pela atividade humana (Beuchle et al. 2015). Nas últimas décadas, políticas públicas incentivaram o crescimento agropecuário no seu território e, com isso, extensas áreas naturais têm sido substituídas por pastagens, campos de agricultura ou monoculturas florestais exóticas (Oliveira et al. 2017). Isso gera um mosaico de fragmentos de vegetação de diferentes tamanhos e graus de conservação. Segundo Myers et al. (2000), o Cerrado é uma das zonas mais ameaçadas do planeta, sendo, apesar disso, considerado um dos 25 locais no mundo onde concentram-se 50% de toda a biodiversidade (*hotspots*). Dessa forma, é irrefutável a necessidade da conservação de suas espécies e da paisagem.

No Brasil, as estratégias mais tradicionais de conservação da biodiversidade estiveram, basicamente, atreladas à criação de áreas protegidas. Unidades de Conservação (UC) embora tenham importante função para conservação da biodiversidade, tendem a sofrer as consequências do isolamento ao longo do tempo, uma vez que se tornam grandes manchas de conservação, isoladas em um contexto de usos diversos. Com a finalidade de proteger a diversidade ambiental e, proporcionar a possibilidade de troca genética entre as espécies, o uso de CE's é necessário por permitir as relações espaciais entre os elementos (Salazar et al. 2017).

O termo Corredor Ecológico refere-se a um elemento estreito de conectividade entre dois habitats separados com o objetivo de satisfazer as exigências ecológicas, baseado na ecologia da paisagem e biologia da conservação (Gurrutxaga et al. 2010;

Schwaida et al. 2017). Como definido pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC (Brasil 2000) corredores de biodiversidade ou ecológicos são importantes instrumentos na conservação da biodiversidade em áreas nativas, especialmente em áreas florestadas e fragmentadas.

Nesse sentido, o uso das geotecnologias, incluindo imagens de satélite, auxilia na delimitação e identificação de locais favoráveis para implementação de corredores ecológicos, o que permite uma análise integrada da paisagem. Outras vantagens do uso de imagens de satélite são seu baixo custo, sobretudo quando o acesso é gratuito, também a disponibilidade e aplicabilidade, além da sua eficiência na obtenção de dados de cobertura da terra (Sanchez-Hernandez et al. 2007; Oliveira et al. 2015; Kumar et al. 2018). Esses dados, relacionados com os conceitos da ecologia da paisagem, contribuem para o planejamento ambiental, diminuindo custos e tempo na obtenção sobre os distúrbios ocorridos no sistema ecológico.

Apresenta-se neste artigo um estudo realizado na Reserva da Biosfera da Serra do Espinhaço, Minas Gerais, reconhecida pela Unesco em 2005, dentre as 7 existentes no Brasil. Inserida no Cerrado brasileiro, a Serra do Espinhaço é uma das mais importantes regiões biogeográficas brasileiras. Essa cadeia montanhosa é um dos centros mais importantes para o endemismo de espécies na América do Sul, com várias novas espécies de diferentes grupos taxonômicos descritas recentemente (Freitas et al, 2012; Pardiñas et al. 2014) cujo território possui alta taxa de diversidade de espécies e endemismo (Echternacht 2011, Marques e Nakajima 2015, Meira Junior et al. 2017). Portanto são áreas prioritárias para conservação (Brasil 2007, Monteiro et al. 2018).

O estudo baseou-se em mapeamentos de uso e ocupação da terra, e declividade de terreno e áreas de proteção permanentes especialmente entre duas unidades de conservação, com aplicação do método AHP de auxílio multicritério à tomada de decisão (Saaty 1980) para ponderar os fatores mapeados. Trata-se de uma técnica de análise de decisão e planejamento de múltiplos critérios, na qual sua aplicação reduz a subjetividade da decisão. Para gerar as melhores rotas de ligação entre as UCs foi utilizado o método Least Cost Path (LCP). As métricas de paisagem, comumente usadas para descrever o arranjo espacial de uma paisagem, foram aplicadas à essas rotas. Essa ferramenta oferece várias vantagens metodológicas tendo em vista sua relativa facilidade em grande escala espacial, por meio de imagens de satélite, e têm sido usadas como bioindicador estrutural de áreas com alto valor de

conservação ou hotspots de biodiversidade (Banks-Leite et al. 2011, Senzaki e Yamaura 2016). A lógica ecológica por trás dessa associação baseia-se que qualquer mudança na heterogeneidade da paisagem pode estar relacionada a mudanças no número de nichos disponíveis para espécies animais ou vegetais e, como consequência, mudanças na biodiversidade geral (Kisel et al. 2011).

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi desenvolver uma metodologia por meio do uso do método AHP como tomada de decisão multicriterial e princípios de ecologia da paisagem na identificação de áreas adequadas à criação de Corredor Ecológico entre duas Unidades de Conservação localizadas na Serra do Espinhaço Meridional, Cerrado brasileiro.

2 Material e Métodos

2.1 Descrição da área de estudo

A região de estudo abrange o Parque Nacional das Sempre-Vivas (PNSV) e o Parque Estadual do Biribiri (PEBI), com área de distância entre as duas unidades de conservação de aproximadamente 13,8 km (Figura 1).

O PNSV foi criado em 2002, possui área de 124.154,47 ha e está localizado no município de Buenópolis (MG), com centro de coordenadas 17°55'02,9 "S 43°47'11,2" W (ICMBIO, 2016). A elevação varia de 650 a 1.525 m de altitude ().

O PEBI foi criado em 1998, possui área de 16.998,66 ha, altitude de 1.395 m e está localizado no município de Diamantina, MG, nas coordenadas 18°12'18"-18°12'17"S e 43°34'55"- 43°35'05"W.

As principais fitofisionomias presentes em ambos parques são: floresta estacional semidecidual, cerrado típico, cerrado ralo, cerrado rupestre, campo limpo e campo rupestre (STCP 2004; PINHO et al. 2017).

Ambos parques pertencem ao Mosaico do Espinhaço: Alto Jequitinhonha-Serra do Cabral, composto por sete unidades de conservação de proteção integral e cinco unidades de conservação de uso múltiplo localizadas na porção sul da Serra do Espinhaço. A maior parte desse mosaico está dentro do ecossistema do Cerrado, enquanto a Mata Atlântica cobre sua porção mais oriental. Devido à sua insubstituibilidade, o Mosaico do Espinhaço tem sido reconhecido como uma área prioritária para a conservação (Pinho et al. 2017).

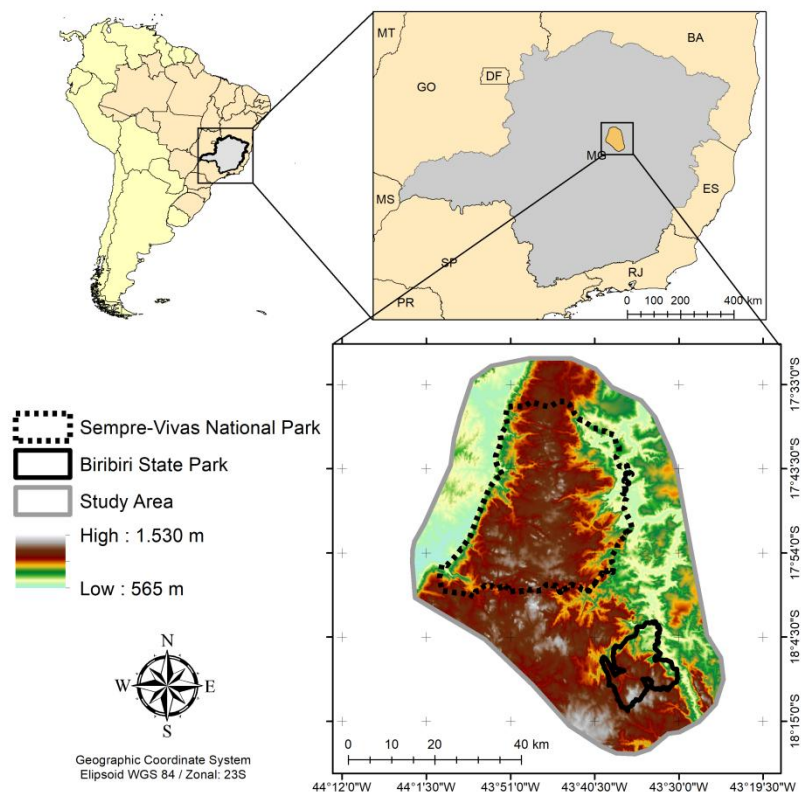


Figure. 1- Localização geográfica da área de estudo, sudeste do Brasil.

O clima da região segundo a classificação Köppen é Cwb, temperado úmido, com inverno seco e chuvas no verão. A temperatura média anual é de 18,3°C, a média das mínimas é 14,1°C e a média das máximas de 23,7°C; sendo a temperatura média do mês mais quente de 20,1°C. A precipitação média anual é de 1404 mm, e o período chuvoso ocorre de outubro a março e representa 88% do total precipitado durante o ano (Vieira et al. 2010).

2.2 Método

2.2.1 Processamento e classificação de imagens

Para delimitação da área de estudo foram utilizadas duas cenas de imagens de satélite SENTINEL-2, datadas de maio de 2018. O SENTINEL-2 é uma missão de imageamento multi-espectral, de alta resolução e grande espectro, lançada pela Agência Espacial Européia (ESA) em 2015 obtido na USGS (Levantamento Geológico dos Estados Unidos). Sua característica importante é capturar imagens em 13 bandas espectrais e resolução espacial de 10 m (Martinez 2017).

Foi feita a composição de bandas RGB 843. Todos os processamentos e análises foram realizadas com auxílio do *software* ArcGis 10.3.1 (ESRI 2015). As imagens foram mosaicadas e recortadas na área de estudo. A partir dos arquivos shapefile da área dos parques PNSV e PEBI, um *buffer* de 10 km a partir dos limites para cada parque foi aplicado e, posteriormente os arquivos foram editados para delimitação de uma área amostral entre eles, ou seja, a área de estudo.

A metodologia foi desenvolvida em 5 etapas para a área de estudo: (i) Mapeamento do uso e cobertura da terra; (ii) Elaboração da carta de declividade do terreno; (iii) Delimitação de áreas de proteção permanentes (APP's); (iv) Aplicação da metodologia *Analitic Hierarch Process* (AHP) para cada produto de mapeamento realizado (i, ii e iii) e para os produtos entre si; (v) Conexão dos elementos de baixo custo utilizando-se o método *Least Cost Path* (LCP) para delimitação dos corredores ecológicos; e (vi) Leitura da paisagem, por meio de descritores métricos espaciais.

2.2.2 Mapeamentos de Uso e cobertura da Terra, APP e Declividade

A técnica de classificação multiespectral “pixel a pixel” utilizada foi a Máxima Verossimilhança (MAXVER), que considera a ponderação das distancias entre as médias dos níveis digitais das classes, utilizando parâmetros estatísticos. A classificação supervisionada agrupa os pixels segundo características espectrais, organizando-os em agrupamentos de classes espectrais (França et al. 2018). Foram estabelecidas 8 classes de uso e cobertura da terra: nuvem, sombra, solo exposto, água, afloramento rochoso, vegetação natural, agricultura e campo rupestre. Após a classificação, a imagem raster foi corrigida por meio de filtragem, para remoção dos pixels isolados. Por fim, a imagem classificada foi convertida em *shapefile*.

O mapa de declividade do terreno foi gerado e reclassificado para as seguintes classes: a) 0-20°; b) 20-45°, c) >45°, conferindo respectivamente as aptidões do relevo para: agricultura mecanizada, áreas de uso restrito e áreas de preservação permanente. A elaboração da carta de declividade deu-se a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE), passando por correção automática das depressões espúrias do relevo, gerando-se o Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente (MDEHC). O ferramentário desta etapa deu-se por meio do módulo *Spatial Analyst Tools > Surface > Slope*. A melhor compreensão do algoritmo utilizado para extrair a declividade da

imagem matricial, considera a triangulação altura, base e declividade. Em SIG, o cálculo da declividade é realizado com base nos valores altimétricos dos pixels adjacentes e, segue o princípio da equação de declividade encontrado em Dunn e Hickey (1998).

As APP's foram delimitadas segundo o Novo Código Florestal Brasileiro (Brasil 2012) e a Resolução CONAMA N. 303 (Conama 2002, Brasil 2012). APP's de Mata Ciliar foram obtidas a partir da elaboração do mapa de hierarquia fluvial da área de estudo por meio de um *buffer* de 30 m para os cursos hídricos com menos de 10 metros de largura e *buffer* de 100 m para os cursos entre 50 e 200 metros de largura. APP's de encostas com declives superiores a 45° ou 100% foram selecionadas a partir do arquivo de Modelo Digital de Elevação (MDE), delimitadas junto à plataforma GIS, com posterior reclassificação do arquivo *raster* para classes >45°, conforme metodologia apresentada por França et al. (2017) As APP's foram unidas a um mesmo arquivo shapefile (Comando *Union*), gerando o mapa das APP's da área de estudo.

2.2.3 Método AHP para hierarquização da importância de critérios

No presente estudo, o método AHP foi utilizado para decidir o peso relativo de cada fator de cada mapa, dada sua importância para cada CE. As justificativas seguiram critério de Louzada et al. (2010), porém, com a intenção de minimizar a subjetividade, os pesos relativos foram gerados pelo AHP, de acordo com a Tabela 1. Os procedimentos de aplicação do Método AHP foram realizados no *software* de dados Excel®.

Tabela 1. Escala fundamental referente à importância relativa a partir da comparação de critérios. Fonte: Saaty (1980)

Escala	Mesma Importância	Importância Moderada	Importância Forte	Importância Muito Forte	Extremamente mais Importante
Avaliação	1	3	5	7	9

Foi realizada uma matriz de comparação dos fatores para cada mapa. As classes foram julgadas em pares e fatores com maior grau de importância para CE's possuem maior peso relativo. Os pesos foram então convertidos a custos, sendo este o inverso e

multiplicado por 100. Imagens *raster* de cada mapa foram reclassificadas de acordo com o custo de cada classe, utilizando a ferramenta Reclassify do *software* ArcGis 10.3.1 (ESRI 2015) obtendo-se, assim, imagens de matriz de custo para cada fator.

Geradas as Imagens de Matriz de Custo para cada fator, foi novamente utilizado o método AHP para comparar entre os fatores e obter uma Imagem de Matriz de Custo Total. Para tanto, foi utilizada a Calculadora *Raster* segundo a equação 1:

$$\begin{aligned} \text{Custo_Total} = & \\ & (\text{Peso_Uso_do_Solo} \times \text{Custo_Uso_do_Solo}) + (\text{Peso_APP} \times \text{Custo_APP}) + \\ & (\text{Peso_decl} \times \text{Custo_decl}) \end{aligned} \quad (\text{eq. 1})$$

Onde Custo_Total é a imagem de matriz de custo total, Peso_Uso_do_Solo é o peso relativo encontrado para o fator do Uso e Cobertura do Solo, Custo_Uso_do_Solo é a imagem de matriz de custo para o Uso e Cobertura do Solo, Peso_APP é o peso relativo encontrado para o fator APP, Custo_APP é a imagem de matriz de custo para APP, Peso_decl é o peso relativo encontrado para o fator Declividade do Terreno e Custo_decl é a imagem de matriz de custo para Declividade do Terreno.

2.2.4 Conexão dos elementos de baixo custo usando o método LCP na delimitação de corredor ecológico

Para a definição dos melhores caminhos para implementação dos Ces utilizou-se o método *Least Cost Path* (LCP) na determinação de caminhos de menores resistência entre as duas unidades de conservação. O método consiste em um algoritmo para encontrar caminhos de menores custos sobre uma superfície de custo em formato *raster*, ou seja, uma grade de células ponderadas (Shirabe 2018). Neste estudo, o processamento do algoritmo foi sob a imagem matricial do custo total.

A partir da imagem de Matriz de Custo Total utilizou-se a função *Cost Distance e Back Link* do *software* ArcGis 10.3.1 (ESRI 2015). Por fim, foi utilizada a ferramenta *Cost path* para traçar os caminhos de menores custo, ou caminhos ótimos, para o CE.

As rotas então foram individualizadas. Para determinar suas larguras foi gerado um buffer de 10% do valor do comprimento da rota, de acordo com a Resolução Conama N. 09 (Conama 1996). Para cada rota sugerida de CE foi calculado o comprimento, largura e área.

2.2.5 Leitura da paisagem: análise métrica espacial

Para avaliação de cada rota foi analisada a Estrutura da Paisagem, utilizando a extensão *Patch Analyst*, instalada no *software* ArcGIS 10.3.1 (ESRI 2015). A partir do mapa de uso e cobertura da terra de cada corredor, a análise da ecologia de paisagem foi determinada a nível de classe. As métricas apresentadas na Tabela 2 foram selecionadas para quantificar os elementos da paisagem.

Tabela 2: Métricas para quantificação dos elementos da paisagem utilizadas neste estudo

Métrica	Acrônimo (unidade)	Grupo (métricas)
Área da Classe	CA (m ²)	
Número de manchas	NumP (sem dimensões)	tamanho
Tamanho médio das manchas	MPS (m ²)	
Borda Total	TE (m)	borda
Densidade de Borda	ED (m/ha)	
Indicador médio de forma	MSI	forma

A Área de Classe (CA) representa a soma de todas as manchas de determinada classe de uso da terra. O Número de manchas (NumP) expressa o número total de manchas por tipo de classe de uso da terra. O Tamanho médio das manchas (MPS) expressa o tamanho médio das manchas por tipo de classe de uso da terra. A Borda Total (TE) é o comprimento total do perímetro (borda) para cada classe de uso da terra. A Densidade de Borda (ED) expressa a relação entre o perímetro (TE) de cada classe pela área total da paisagem. E, por fim, o Indicador médio de forma (MSI) expressa o quanto a mancha é próxima de um círculo. Essa métrica efetua a soma do perímetro de todas as manchas e divide pelo quadrado da área da classe de uso, e basicamente expressa que quanto mais próximo de 1 for o valor, a forma da mancha é mais parecida com um círculo.

3. Resultados

3.1 Mapeamento do uso e cobertura da terra

A classificação de uso e ocupação da terra foi realizada a partir do método de máxima verossimilhança. A área total de 4.875,65 km² foi classificada em oito classes: sombra, nuvem, vegetação natural, agricultura, solo exposto, água, campos e superfície rochosa. A vegetação natural representa a maior parte da área de estudo, com 55 % ou 2.681,61km² da área total. Isto já era esperado tendo em vista as unidades de conservação. Afloramentos rochosos, caracterizados essencialmente por quartzitos, representam 24,7% ou 1.204,3km² da área caracterizados essencialmente por quartzitos, muito presentes na Serra do Espinhaço os quais representam um habitat natural para as espécies autóctones. Os campos representam 14,8% (916,62km²) da área total, e podem ser ecossistemas naturais como campos rupestres, limpos ou pastagens, muito comuns na região. Não foi possível diferenciá-los pela classificação das imagens. A agricultura, com 2,5% (121 Km²) da área total, é representada em grande parte pelo plantio de espécies exóticas para reflorestamento, muito comuns na região. Solo exposto representa 0,37% da área (18,04km²), e se concentra principalmente na região noroeste do PNSV onde o uso da terra é significativo devido à presença de solos mais profundos. O mapa de uso e ocupação da terra é apresentado na Figura 2a.

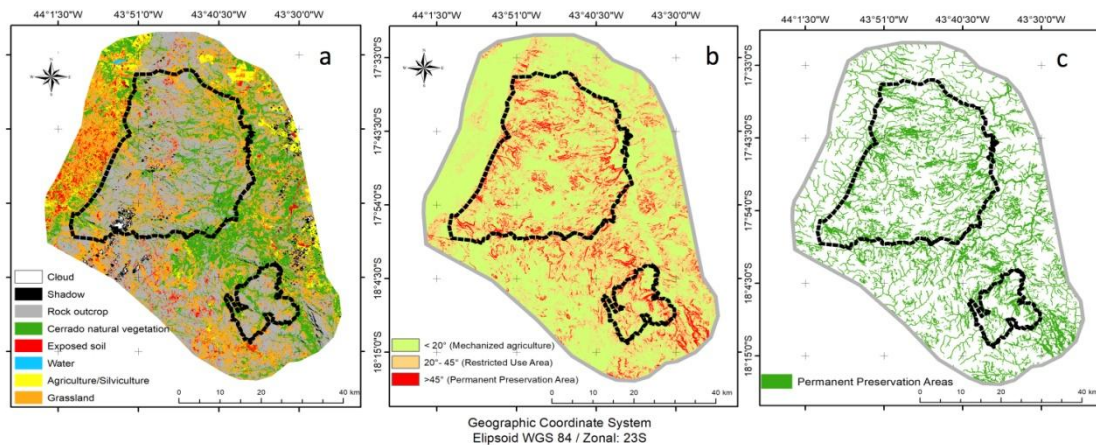


Figura 2 a) Mapa com classificação do uso e cobertura da Terra; b) mapa de declividade do terreno; c) Mapa de APP's para a área de estudo

3.2 Mapeamento da declividade do terreno

A declividade do terreno foi analisada sob três classes, de acordo com a Figura 2b. As áreas mais planas (<20°) são consideradas potenciais para agricultura, e, corresponde a 49,33% da área de estudo total, com 2404,23 km². Estas encontram-se

com grande extensão geográfica, na porção oeste do Parque Nacional Sempre-Vivas e, corresponde à região mais antropizada. As áreas cuja declividade corresponde entre 20° e 45°, são terrenos transitórios às Áreas de Uso Restrito (AUR), nas quais, de acordo com o novo Código Florestal, são permitidos o manejo florestal sustentável e atividades agrossilvipastoris (Brasil 2012). Essa classe corresponde a 31,17%, com 1519,14 km². Já as áreas de declividade superior a 45°, são consideradas APP's e, portanto, é proibida qualquer intervenção antrópica. Essa classe corresponde a 19,49% da área de estudo, com 950km² e, são consideradas potenciais para a passagem do CE.

Nos ambientes de declividade elevada, cuja conservação visa principalmente garantir a estabilidade quanto à erosão em solos rasos, foi observado que a conservação também contribuiria para a manutenção e aumento da conectividade. Assim, as espécies características dos ambientes de encosta também teriam possibilidade de conservação, fato que acarretaria uma interligação mais heterogênea da paisagem.

3.3 Mapeamentos das APP's da área de estudo

As APP's presentes na área de estudo foram demarcadas conforme a Figura 2c, e apresentam área de 1283,7 km², o que equivale a 26,4% da área total. Essas áreas, já protegidas por lei (Conama 2002; Brasil 2012) são grandes potenciais para a passagem de CE's.

3.4 Processo Analítico Hierárquico (AHP)

Para cada mapa gerado (Uso/cobertura da terra, declividade e APP's), realizou-se a comparação pareada dos fatores seguindo os pressupostos da metodologia AHP, do qual obtiveram-se os pesos relativos de cada critério, assim como os custos. A Tabela 3a,b,c apresenta os valores de importância utilizados na comparação, bem como os pesos e custos obtidos. Neste contexto, as condições mais importantes para o critério do Uso e Ocupação da Terra, tendo em vista à potencialidade para passagem do CE, foram as classes; afloramento rochoso, vegetação natural e recursos hídricos. As áreas de APP e de maiores declividades também apresentaram maiores valores de importância. Os demais critérios foram considerados secundários. Ressalta-se que a proposta da metodologia teve por intuito oferecer uma alternativa para decisões complexas, envolvendo muitos critérios, cuja seleção, bem como a definição dos pesos e custos, variou de acordo com as particularidades de cada área.

Por meio da ferramenta *Reclassify*, do *software* ArcGis, os pixels das imagens foram reclassificadas com os custos obtidos para cada fator, gerando assim as imagens de matriz de custo (Tabela 3a,b,c).

Tabela 3. Matrizes de fator de importância para: classes de uso e ocupação da terra (a); Declividade do Terreno (b); APP (c).

(a) Matriz de Fator de Importância para uso da terra								
Fatores	Afl. Rochoso	Veg. Natural	Solo Exp.	Água	Agric.	Campo	PESO	CUSTO
Afl. Rochoso	1	1/3	9	1/5	9	1/5	0,761	131
Veg. Natural	3	1	9	3	9	7	0,381	263
Solo Exp.	1/9	1/9	1	1/9	5	1/7	0,041	2464
Água	5	1/3	9	1	9	7	0,276	362
Agric.	1/9	1/9	1/5	1/9	1	1/9	0,021	4857
Campo	5	1/7	7	1/7	9	1	0,155	644

(b) Matriz de Fator de Importância para Declividade do Terreno					
Fatores	<20°	20-45°	>45°	PESO	CUSTO
<20°	1	1/7	1/9	0,170	51
20-45°	7	1	1/3	0,294	339
>45°	9	3	1	1,945	587

(c) Matriz de Fator de Importância para APP				
Fatores	APP	Não APP	PESO	CUSTO
APP	1	9	1,8	55,55
Não APP	1/9	1	0,2	500

Para a junção das 3 imagens de matriz de custo em uma imagem de matriz de custo total foi realizado, novamente, o método AHP e comparado os parâmetros entre

si. Os pesos relativos são apresentados na Tabela 4. A imagem de custo total foi obtida a partir da calculadora *raster*, segundo a equação 1.

Tabela 4: Matriz de Fator de Importância para os parâmetros analisados neste estudo

Matriz de Fator de Importância				
Fatores	Uso da terra	APP	Declividade	PESO
Uso da terra	1	1/3	9	1,060
APP	3	1	5	1,715
Declividade	1/9	1/5	1	0,224

3.5 Conexão dos elementos de baixo custo pelo método LCP na delimitação de corredores ecológicos

De posse da imagem de matriz de custo total foram gerados os caminhos de menores custos conectando as unidades de conservação, por meio do método LCP. Foram encontrados 3 caminhos A, B e C, conforme Figura 3. Os CE's apresentaram comprimento médio de 16,821 km, largura média de 1,682 km e área média de 28,3km².

O mapa de uso e cobertura da terra em cada CE proposto está apresentado na Figura 3, assim como as áreas e porcentagem de cada classe são apresentadas na Tabela 5. O CE A foi o que apresentou maior área de vegetação natural, e essa classe é considerada prioridade para conservação. O CE C apresenta maior área de agricultura, e, portanto deve ser evitado.

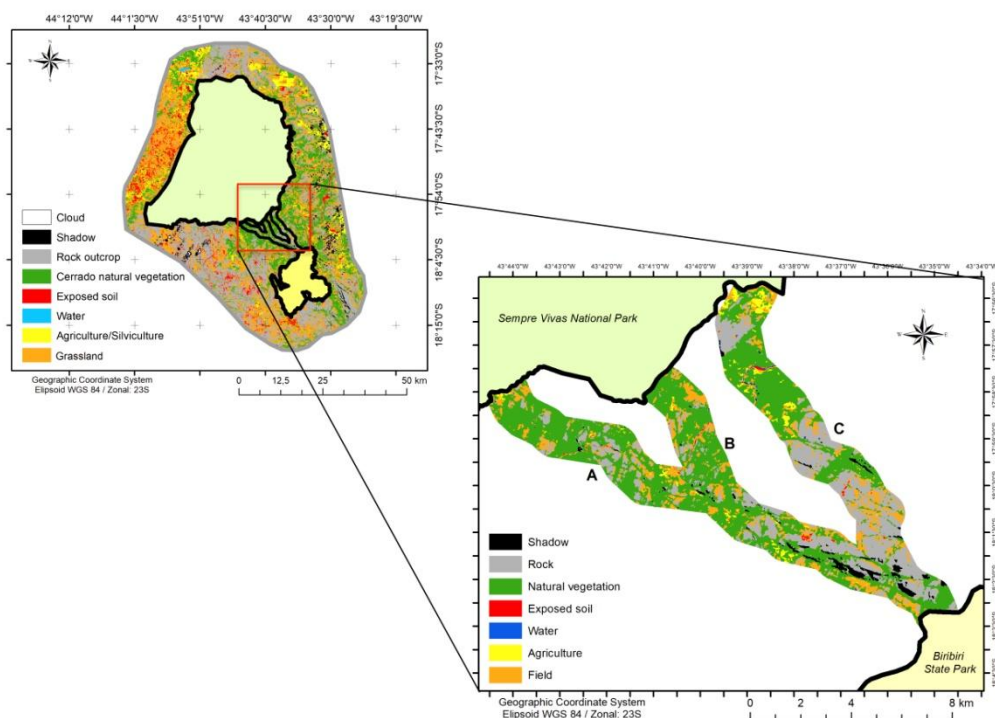


Figure. 3 Mapa de uso e ocupação da terra para os corredores ecológicos A, B e C entre PNSV e PEBI, Minas Gerais, sugeridos pelo algoritmo em GIS.

Tabela 5. Comparação do uso e cobertura da terra para cada CE proposto entre as áreas do PNSV e PEBI.

Classes	CE - A		CE - B		CE - C	
	área (km ²)	%	área (km ²)	%	área (km ²)	%
Agricultura	0,58	1,69	0,37	1,38	0,99	3,44
Veg. Natural	19,54	57,02	15,21	56,26	12,89	44,76
Afl. rochoso	7,56	22,07	6,14	22,71	10,05	34,89
Campo	5,13	14,98	3,93	14,56	3,86	13,41
Sombra	1,25	3,65	1,18	4,39	0,7	2,67
Solo Exposto	0,12	0,35	0,11	0,42	0,12	0,42
Nuvem	0,008	0,02	1,18	4,39	0,76	2,67
Água	0,06	0,18	0,07	0,25	0,10	0,37
Total (Σ)	34,28	100	27,04	100	28,80	100

3.6 Leitura da paisagem: análise métrica espacial

A partir do mapa de Uso e Cobertura da terra em cada CE, foi feita a análise quantitativa da paisagem. A Tabela 6 apresenta as métricas de ecologia da paisagem calculadas neste estudo, para cada CE. Para um melhor resultado de conexão entre as UCs, sob a ótica da ecologia de paisagem, o interessante seria que os CEs ocupassem uma área contínua e extensa, possibilitando maior troca de material genético, trânsito de animais, além de permitir o desenvolvimento de atividades como ecoturismo e educação ambiental (Ferraz e Vettorazzi, 2003). No caso do presente estudo, todos os Corredores apresentam extensa área contínua de ecossistemas naturais, tais como Vegetação natural e Afloramento Rochoso. Estes habitats, também dominantes nas duas UCs, traduzem o potencial das conexões, garantindo o ganho para os organismos que pertencem a estes habitats.

A qualidade dos fragmentos destes habitats é determinada a partir das métricas de quantidade e tamanho (CA e NumP). Como já demonstrado na Tabela 5, o CE A apresenta maior área de Vegetação Natural (19,54 km²). Afloramento Rochoso também forma habitats naturais, e apresentou maior área no CE C (10050841 há) com menor quantidade de fragmentos (299). A paisagem, embora ainda conservada, se mostra bastante heterogênea. A classe Campo apresentou número elevado de fragmentos em todos os CEs. Vegetação Natural apresentou menor tamanho médio das manchas no CE C (47754,57 ha), mesmo corredor que a Agricultura apresentou maior tamanho médio das manchas (2428,94 ha). A Água, embora em pequena área, apresenta-se em todos os CE's, com maior tamanho médio (1202,49 ha) no CE C.

Tabela 6: Métricas de ecologia da paisagem calculadas neste estudo, para cada corredor ecológico.

CE - A	CA (km ²)	NumP	MPS (m ²)	TE (m)	ED	MSI
Agricultura	0,58	532	1093,77	56613,9	0,00165	1,25
Veg. Natural	19,54	217	90079,38	309695,0	0,00903	1,37
Afl. rochoso	7,56	568	13323,32	207911,8	0,00606	1,33
Campo	5,13	1055	4.869,42	269415,0	0,00785	1,37

				3		
Sombra	1,25	96	13055,91	45007,4	0,00131	1,37
Solo Exposto	0,12	85	1434,54	12064,3	0,00035	1,26
Nuvem	0,008	1	8311,70	407,17	0,00001	1,25
Água	0,06	91	696,91	10023,6	0,00029	1,30

CE - B

				38824,7		
Agricultura	0,37	379	990,64	6	0,00143	1,25
				237698,		
Veg. Natural	15,21	168	90566,54	2	0,00870	1,40
				163679,		
Afl. rochoso	6,14	474	12958,06	4	0,00605	1,33
				204974,		
Campo	3,93	749	5256,97	7	0,0075	1,37
				41331,7		
Sombra	1,18	81	14660,63	5	0,00152	1,40
Solo Exposto	0,11	70	1646,61	10841,1	0,00040	1,26
Nuvem						
				10052,9		
Água	0,07	80	860,29	1	0,00037	1,33

CE - C

				57645,9		
Agricultura	0,99	409	2428,94	6	0,0020	1,25
				201899,		
Veg. Natural	12,89	270	47754,57	7	0,0070	1,36
				188027,		
Afl. rochoso	10,05	299	33614,85	6	0,0065	1,35
				227591,		
Campo	3,86	891	4338,32	8	0,0079	1,38
				28119,1		
Sombra	0,76	60	12829,46	6	0,0009	1,37
				10745,7		
Solo Exposto	0,12	77	1607,08	9	0,0003	1,25

Nuvem

				13821,7		
Água	0,11	90	1202,49	9	0,0004	1,34

Quanto maior a área núcleo de um fragmento, mais protegido ele fica ao efeito de borda. Silva e Souza (2014) citam que efeitos abióticos como temperatura, umidade e luminosidade podem alterar a estrutura dos fragmentos, facilitar a introdução de espécies generalistas e comprometer a biodiversidade local. Os autores consideram que, em fragmentos acima de 100 ha, o efeito de borda se estende em até 60 metros para o interior. Da mesma forma, as métricas que analisam a borda dos fragmentos (TE e ED) também sugerem a qualidade do habitat. O CE A apresentou maior TE e ED para as classes de vegetação natural e afloramento rochoso, isto também se deve ao fato de terem maior número de manchas e maior área. O MSI, que indica o fator de forma dos fragmentos, apresentou valor muito semelhante para todos os Corredores A, B e C, para essas mesmas classes de cobertura da terra, demonstrando forma irregular.

4. Discussão

A área de estudo foi analisada e suas características de uso e ocupação da terra, declividade e áreas de APP foram mapeadas. Essa fase é de significativa importância no estudo, tendo em vista a necessidade de conhecer a estrutura biofísica da paisagem da área de estudo a partir de uma perspectiva holística e, ponderar os fatores mais importantes para a passagem de um Corredor Ecológico, para que este exerça sua função com qualidade e funcionalidade ecossistêmica. Henein e Merrian (1990) afirmam que a qualidade dos CE tem papel fundamental na sua função de modulação de fluxos. No fator uso e ocupação da terra, habitats naturais como Vegetação Natural e Afloramento Rochoso são mais propícios para a passagem do CE, tendo em vista que são dominantes nas UCs estudadas. Áreas de agricultura devem ser evitadas, pois são áreas particulares. No fator declividade do terreno, os terrenos menos declivosos (<20°) são mais propícios à agricultura e, mesmo que ainda não estejam sendo utilizados para esse fim no momento atual, deve-se evitar a passagem do CE para evitar conflitos fundiários futuros. Já os terrenos mais declivosos (>45°) são prioritários para a passagem dos CEs, pois já são áreas de proteção permanente e, portanto, devem-se serm

mantidas preservadas. No fator APP, as áreas que já são protegidas por lei devem ser prioritárias para a passagem do CE. Pinay e Décamps (1988) sugerem que as APP's de Mata Ciliar devem ser usadas preferencialmente para CE, pois além de serem usados naturalmente pela fauna para dessedentação, tem também outras funções vitais para a sustentabilidade da paisagem, como: estabilização das margens dos rios, retenção de poluentes agrícolas e enriquecimento dos rios com matéria orgânica.

A área de estudo total, englobando o interior das duas UCs, possui mais de 80% dos ecossistemas naturais inalterados. Isto facilita a criação de CE no sentido de preservação da conectividade natural já existente. Com o avanço dos incentivos à produção agrícola e, principalmente, plantio de eucalipto na região, essa medida se mostra necessária para o tempo atual. Devido ao aumento da população mundial e, consequentemente, aumento de demanda de alimento e bens de consumo, as mudanças no uso do solo são inevitáveis. Ressalta-se que conservar é menos custoso do que restaurar. Foi relatado por Ramankutty e Foley (1999) que houve conversões de cerca de 1,2 milhões de km² de áreas florestais e bosques e cerca de 5,6 milhões de km² de áreas de pastagens para outras categorias de uso da terra em todo o mundo nos últimos três séculos. É importante notar que a conservação de CE's entre áreas prioritárias requer o equilíbrio entre a proteção ecológica e o desenvolvimento econômico.

Neste estudo, a modelagem LCP foi usada para encontrar as melhores rotas para os CEs, de acordo com as classes de uso e cobertura da terra, declividade e APPs. Foi atribuída maior importância às variáveis mais relevantes para a passagem do corredor, vantagem do método LCP. Na prática, isso é muito importante para pesquisadores, proprietários de terra e agentes públicos. Quando determinada, as propriedades privadas foram evitadas para a passagem do corredor, embora a situação fundiária foge ao âmbito deste estudo. Desvantagens desse método são que ele pressupõe que os animais possuem o conhecimento perfeito da paisagem e de seu uso, e se deslocam com base nessas preferências. Porém, os animais podem ter outras preferências para deslocar-se. Assim, os dados obtidos pelo SIG podem não reproduzir fielmente os fatores usados pelos organismos ao se deslocarem entre as UCs. (Santos et al. 2018).

A leitura da paisagem desta pesquisa, por meio das métricas espaciais, demonstrou que, embora a paisagem apresentasse heterogeneidade de classes, ainda há conectividade entre os remanescentes de habitats naturais. As três rotas geradas através

do método LCP mostraram caminhos de menor resistência, priorizando as classes de paisagem Vegetação Natural e Afloramento Rochoso. O CE A apresentou maior área para essas classes, evidenciando potencial para manutenção do luxo gênico das espécies, porém também apresentou maior valor de TE para Vegetação Natural. Maior valor de TE, que está relacionado a altos valores de CA e NumP, apresenta maior área de contato com a matriz circundante. O CE B apresentou maior valor de MPS para a classe Vegetação Natural, que demonstra um maior tamanho dos fragmentos. Fragmentos de maior tamanho contém, geralmente, maior abundância de espécies e populações maiores (Metzger, 2009), além de melhores perspectivas de sustentar essas espécies ao longo do tempo (Brooks et al, 1999).

É fato que os incentivos ao crescimento agropecuário e silvicultura de produção na região, podem comprometer a consolidação destes corredores e, se mal planejados oferecem risco à manutenção dos ambientes naturais e dos serviços ecológicos oferecidos por eles. Sendo assim, Barros (2011) considera que um ordenamento territorial deve incluir as diversas atividades antrópicas existentes para minimizar os impactos causados pelas atividades que alteram o processo dinâmico da paisagem natural. Uma mudança na construção ecológica é necessária para nos permitir enfrentar as incertezas futuras, como mudança climática e mudança no uso da terra, para melhorar as propriedades de resistência e resiliência nas características da biodiversidade para esses desafios (Prieto-Torres et al. 2016).

Morelli et al. (2018), ao analisar as métricas da paisagem como indicadores de diversidade avícola, concluíram que uma combinação de cobertura do uso da terra, análise das métricas da paisagem e interações bióticas potenciais provavelmente poderia fornecer uma estrutura preditiva melhor para prever a resiliência ecológica em ambientes homogêneos. Banks-Leite et al. (2011), ao compararem a eficácia relativa de indicadores baseados em espécies e baseados em paisagem para identificar áreas para conservação, provaram que indicadores baseados na paisagem são uma alternativa poderosa e confiável para o uso de espécies indicadoras. Em área de fragmentos remanescentes de Mata Atlântica brasileira, eles usaram subconjuntos de 13 métricas originais de paisagem, e explicaram uma média de 90% da variação na integridade da comunidade de aves na escala de paisagem, em comparação com apenas 70% usando espécies indicadoras.

Neste sentido, é evidente que recomendações devem ser consideradas para casos de implantação real destes corredores, uma vez que existem diversas restrições, que devem ser consideradas pelos gestores no planejamento de CE. São questões associadas à diagnósticos das práticas agrícolas locais, o reconhecimento florístico e faunístico local, além de levantamento fundiário da área de estudo. No geral, as informações aqui geradas, pode auxiliar nas tomadas de decisões para tais implementações, não dispensando do reconhecimento dos fatores socioambientais reais. Este trabalho serve como subsídio para a integralização de todas as UC's que compõe o Mosaico do Espinhaço: Alto Jequitinhonha-Serra do Cabral a partir de Corredores Ecológicos, potencializando e garantindo a biodiversidade.

5. Conclusão

A paisagem da área de entorno e interna dos corredores ecológicos é de boa qualidade ambiental, entretanto deve-se atentar para o avanço das atividades antrópicas e urbanização, que são ameaças à fragmentação ecossistêmica natural. Do ponto de vista ecológico, para a definição dos corredores, ter como prioridade sítios com maiores fragmentos de áreas naturais pode ser interessante estratégia, dado o maior potencial de conservação da biodiversidade e dos recursos.

A metodologia apresentada mostrou-se prática e viável, com satisfatória estratégia de conexão entre unidades de conservação. Os corredores ecológicos encontrados sugerem funcionar, pois apresentam estrutura, permitem o fluxo gênico, além de abrigar biodiversidade, tendo em vista que são formados por habitats naturais. Eles elevam a permeabilidade da paisagem e reduzem o isolamento de espaços de conservação. O CE A expressou maior eficiência em se tratando de cobertura natural e características métricas. Ressalta-se que outros fatores podem influenciar a delimitação das CEs. Estudos adicionais podem ser importantes para obtenção de ECs considerando outros atributos para conectar os habitats. A metodologia proposta pode ser aplicada a outras ecorregiões brasileiras e globais.

6 Referências

- Banks Leite C, Ewers RM, Kapos V, Martensen AC, Metzger JP. 2011. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. *Journal of Applied Ecology* 48: 706-714.
- Barros, S.F.F.; Vettorazzi, C.A. Identificação de áreas para recomposição florestal com base em princípios de ecologia de paisagem. *Revista árvore*, v. 27, n. 4, 2003.
- Barros, L. L. 2011. Aplicações da Geoecologia da Paisagem no Planejamento Ambiental e Territorial dos Parques Urbanos Brasileiros. *Revista Geográfica de América Central*, Costa Rica 2: 1-14. n. 47E.
- Beuchle R, Grecchi RC, Shimabukuro YE, Seliger R, Eva HD, Sano E, Achard F. 2015. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. *Applied Geography* 58: 116-127.
- Buffa G, Del Vecchio S, Fantinato E, Milano V. 2018. Local versus landscape-scale effects of anthropogenic land-use on forest species richness. *Acta Oecologica* 86: 49-56.
- Brasil. Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e da outras providências. *Diário Oficial da União - Seção 1* - 19 de julho de 2000, Página 1 (Publicação Original); *Coleção de Leis do Brasil* - 2000. p.4917.
- Brasil. Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Bio diversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, 2007.
- Brasil. Lei nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166- 67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. *Diário Oficial da União - Seção 1* - 18/10/2012, Página 1.
- Brooks, T.M., Pimm, S.L., Oyugi, J.O., 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conserv. Biol.* 13, 1140–1150
- CONAMA, Resolução Nº. 09 de de 24 de outubro de 1996. Define “corredor de vegetação entre remanescentes” como área de trânsito para a fauna, 1996.
- CONAMA, Resolução Nº. 303 de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente, 2002.

Dunn M, Hickey R. 1998. The effect of slope algorithms on slope estimates within a GIS. *Cartography* 27: 9-15.

Echternacht L, Trovó M, Oliveira CT, Pirani JR. 2011. Areas of endemism in the Espinhaço range in Minas Gerais, Brazil. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 206: 782-791.

Esri. Environmental Systems Research Institute. 2015. ArcGIS 10.3.1: GIS by ESRI. Esri.

França LCJ, Silva JBL, Lisboa GS, Mucida DP, Cerqueira CL, Rocha SJSS. 2018. Characterization of vegetable cover in a Piauí hydrographic basin by two methods. *Biofix Scientific Journal* 3: 62-71.

França LCJ, Silva JBL, Mucida DP, Lisboa GS, Lopes JWB, Rocha SJSS, Junior VTMM. 2017. Metodologia para delimitação de Áreas de Preservação Permanente (APP) de encostas em uma bacia hidrográfica. In: Alfaro ATS, Trojan DG. *Descobertas das Ciências Agrárias e Ambientais* 2. Ponta Grossa: Atena, 328p.

Freitas GH, Chaves AV, Costa LM, Santos FR, Rodrigues M. 2012. A new species of *Cinclodes* from the Espinhaço Range, southeastern Brazil: insights into the biogeographical history of the South American highlands. *Ibis* 154: 738-755.

Gurrutxaga M, Lozano PJ, Del Barrio, G. 2010. GIS-based approach for incorporating the connectivity of ecological networks into regional planning. *Journal for Nature Conservation* 18: 318-326.

Henein K, Merriam G. 1990. The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape ecology* 4: 157-170.

Kumar M, Denis DM, Singh SK, Szabó S, Suryavanshi S. 2018. Landscape metrics for assessment of land cover change and fragmentation of a heterogeneous watershed. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 10: 224-233.

Kisel Y, McInnes L, Toomey NH, Orme CDL. 2011. How diversification rates and diversity limits combine to create large-scale species–area relationships. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 366: 2514-2525.

Lord JM, Norton DA. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology* 4: 197-202.

Louzada FLRO, Santos AR, Silva AG, Coelho ALN, Eugenio FC, Saito NS, Peluzio TMO, Tuler TO, Tebaldi ALC, Garcia GO. 2010. Delimitação de corredores ecológicos no ArcGIS 9.3. Alegre: Universidade Federal do Espírito Santo.

Marques D, Nakajima JN. 2015. *Heliantheae* sl (Asteraceae) from Parque Estadual do Biribiri, Diamantina, Minas Gerais State, Brazil. *Hoehnea* 42: 41-58.

Martinez MLJ. 2017. Relationship between crop nutritional status, spectral measurements and Sentinel 2 images. *Agronomía Colombiana* 35: 205-215.

Meira Junior MS, Pereira IM, Machado ELM, Mota SLL, Ribeiro PSSP, Otoni TJO. 2017. Impacto do Fogo em Campo Sujo no Parque Estadual do Biribiri, Minas Gerais, Brasil. *Floresta Ambient.* 24: e00110814.

Metzger JP, Pivelo V, Joly CA. 1998. Landscape ecology approach in the preservation and rehabilitation of riparian forest areas in SE Brazil. In: Chavéz, S.; Middleton, J. (Orgs.). *Landscape Ecology as a Tool for Sustainable Development in Latin America*. Logan: International Association for Landscape Ecology.

Metzger, J.P., 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biol. Conserv.* 142, 1138–1140.

Monteiro L, Machado N, Martins PN, Verdi M, Martinelli G, Loola R. 2018. Conservation priorities for the threatened flora of mountaintop grasslands in Brazil. *Flora* 238: 234-243.

Morelli F, Benedetti Y, Šimová P. 2018. Landscape metrics as indicators of avian diversity and community measures. *Ecological Indicators* 90: 132-141.

Muchailh MC, Roderjan CV, Campos JB, Machado ALT, Curcio GR. 2010. Metodologia de planejamento de paisagens fragmentadas visando a formação de corredores ecológicos. *Floresta* 40: 147-162.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Oliveira APG, Mito CL, Paranhos Filho AC, Gamarra RM, Ribeiro AA, Melotto AM. 2015. Uso de geotecnologias para o estabelecimento de áreas para corredores de biodiversidade. *Árvore* 39: 595-602.

Oliveira SN, Carvalho Júnior OA, Gomes RAT, Guimarães RF, McManus CM. Deforestation analysis in protected areas and scenario simulation for structural corridors in the agricultural frontier of Western Bahia, Brazil. *Land Use Policy* 61: 40-52. 2017.

Pardiñas UF, Lessa G, Teta P, Salazar-Bravo J, Câmara EM. 2014. A new genus of sigmodontine rodent from eastern Brazil and the origin of the tribe Phyllotini. *Journal of Mammalogy* 95: 201-215.

Pelorusso R, Gobattoni F, Geri F, Monaco R, Leone A. . 2016. Evaluation of Ecosystem Services related to Bio-Energy Landscape Connectivity (BELC) for land use decision making across different planning scales. *Ecol. Indic.* 61: 114–129.

Pinay G, Décamps H. 1988. The role of riparian Woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model. *Regulated Rivers-Research and Management* 2: 507-516.

Pinho FF, Ferreira GB, Paglia AP. 2017. Influence of vegetation physiognomy, elevation and fire frequency on medium and large mammals in two protected areas of the Espinhaço Range. *Zoologia* 34: e11921.

Prieto Torres DA, Navarro Sigüenza AG, Santiago Alarcon D, Rojas Soto OR. 2016. Response of the endangered tropical dry forests to climate change and the role of Mexican Protected Areas for their conservation. *Global change biology*, 22: 364-379.

Ramankutty N, Foley JA. 1999. Estimating historical changes in global land cover: croplands from 1700 to 1992. *Glob. Biogeochem. Cycles* 13: 997–1027.

Saaty TL. 1980. *The Analytic Hierarchy Process*. New York: McGraw Hill International

Salazar E, Mendoza J, Ochoa-Gaona S, Ku-Quej V, Hidalgo-Mihart M. 2017. Evaluación de la conectividad del paisaje en la región Puuc-Chenes, México, con base en los requerimientos de hábitat del jaguar (*Panthera onca*). *Investigaciones Geograficas*, 92: 1-15.

Sanchez-Hernandez C, Boyd DS, Foody GM. 2007. Mapping specific habitats from remotely sensed imagery: support vector machine and support vector data description based classification of coastal saltmarsh habitats. *Ecological informatics* 2: 83-88.

Santos JS, Leite CCC, Viana, JCC, Santos, AR, Fernandes MM, Souza Abreu, V, ... de Mendonça AR. 2018. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecological Indicators* 88: 414-424.

Schwaida SF, Cicerelli RE, Almeida T, Roig HL. 2017. Challenges and strategies on implementing an ecological corridor between protected areas in Cerrado Biome. *Árvore* 41: e410611.

STCP engenharia de projetos Ltda. Plano De Manejo Do Parque Estadual Do Biribiri. Planejamento Da Unidade De Conservação. Volume I e II – Encarte 1. SDS-02/02 - Revisão Final. Curitiba – PR: Setembro, 2004.

Shirabe T. 2018. 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* 44: 109-116.

Silva, M. S. F.; Souza, R. M. 2014. Padrões Espaciais de Fragmentação Florestal na FLONA do Ibura – Sergipe. *Mercator*, Ceará. 13: 121-137.

Simonson WD, Allen HD, Coomes DA. 2014. Applications of airborne lidar for the assessment of animal species diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 5: 719-729.

Sulieman HM. 2018. Exploring Drivers of Forest Degradation and Fragmentation in Sudan: The Case of Erawashda Forest and its Surrounding Community. *Science of The Total Environment* 621: 895-904.

Tabarelli M, Aguiar AV, Ribeiro MC, Metzger JP, Peres CA. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biol. Conserv.* 143: 2328–2340.

Vieira, JPG, Souza MJH, Teixeira JM, Carvalho FP. 2010. Estudo da precipitação mensal durante a estação chuvosa em Diamantina, Minas Gerais. Revista Agriambi 14:762-767.