



DINÂMICA DA ECOLOGIA DE PAISAGEM (1950 - 2010) NA SERRA DO ESPINHAÇO MERIDIONAL, MG

Wander Amaral Gladson¹, Danielle Piuzana Mucida², Israel Marinho Pereira³, Evandro Luiz Mendonça Machado⁴, Michele Aparecida Pereira da Silva⁵

¹ Doutorando no programa de pós-graduação em Ciências Florestais na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri- UFVJM. Email: wander.amaral@yahoo.com.br

² Professora adjunta no Instituto de Humanidades da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM.

^{3,4} Professor adjunto no Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM.

⁵ Pós-doutoranda do departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Lavras- UFLA.

Recebido em: 15/05/2023 – Aprovado em: 15/06/2023 – Publicado em: 30/06/2023
DOI: 10.18677/EnciBio_2023B11

RESUMO

Para compreender as interações ecológicas em áreas degradadas, uma opção valiosa é quantificar a estrutura da paisagem por meio dos padrões espaciais da vegetação nativa presentes em mapas de cobertura do solo. Nesse contexto, o estudo examinou a dinâmica da ecologia de paisagem em torno de três regiões afetadas por diferentes níveis de degradação entre 1950 e 2010, na Serra do Espinhaço Meridional, MG. Através de fotografias aéreas e imagens de satélite, foi possível mapear e classificar a cobertura vegetal, e o software *Frafstats* foi utilizado para mensurar a estrutura da paisagem. O resultado apontou que os habitats naturais na área de estudo eram superiores ao limiar de percolação, tendo passado de 99,26% (2491,59 hectares) em 1950 para 89,62% (2249,35 hectares) em 2010. Observou-se que a vegetação nativa remanescente foi pouco afetada, quantitativamente, pelas atividades humanas, e que o habitat natural ainda mantém condições adequadas para os fluxos gênicos, indicando a percolação da paisagem. De modo geral, a paisagem é considerada sustentável, uma vez que apresenta uma estrutura adequada.

PALAVRAS-CHAVE: área degradada, ecologia de paisagem, sistema de informação geográfica.

DYNAMIC LANDSCAPE ECOLOGY (1950- 2010) IN THE SOUTHERN ESPINHAÇO RANGE, MG

ABSTRACT

To understand ecological interactions in degraded areas, a valuable option is to quantify landscape structure through spatial patterns of native vegetation present in land cover maps. In this context, the study examined landscape ecology dynamics around three regions affected by different levels of degradation between 1950 and 2010, in the Serra do Espinhaço Meridional, MG. Aerial photographs and satellite images were used to map and classify vegetation cover, and the *Fragstats* software was used to measure landscape structure. The result indicated that natural habitats in the study area were above the percolation threshold, having gone from 99.26% (2491.59 hectares) in 1950 to 89.62% (2249.35 hectares) in 2010. It was observed that the remaining native vegetation was little quantitatively affected by human activities, and that the natural habitat still maintains adequate conditions for gene flow, indicating landscape percolation. Overall, the landscape is considered sustainable as it presents an adequate structure.

KEYWORDS: Degraded area, landscape ecology, geographic information system.

INTRODUÇÃO

De acordo com Siqueira *et al.* (2013), a formação da paisagem terrestre é resultado da combinação de processos geológicos e fisiográficos, juntamente com a história climática, variações temporais e perturbações ecossistêmicas locais. Para garantir a conservação da paisagem e um uso sustentável das terras, é essencial considerar esses fatores. No entanto, as atividades humanas têm causado transformações na paisagem que têm levado diretamente à perda de biodiversidade, como apontado por Moraes *et al.* (2015).

Uma maneira comum de caracterizar quantitativamente uma paisagem é através da criação de mapas de uso e cobertura do solo, utilizando técnicas de interpretação de fotografias aéreas. Para investigar as transformações ocorridas no solo, na vegetação e gerar modelos de processos em diferentes épocas, os sistemas de informações geográficas têm sido amplamente utilizados, de acordo com Pirovani *et al.* (2015).

Por meio de métricas ou índices espaciais, torna-se viável interpretar a paisagem e mensurar a sua estrutura. Essas ferramentas são fundamentais para as pesquisas ecológicas, pois permitem obter informações sobre o grau de fragmentação e avaliar a influência da ecologia na distribuição das populações (FERNANDES *et al.*, 2017).

Considerando o que foi mencionado anteriormente, o propósito da pesquisa foi examinar a dinâmica da ecologia de paisagem em torno de três regiões afetadas por diferentes níveis de degradação na Serra do Espinhaço Meridional, MG. A partir de fotos aéreas e imagens de satélite dos anos de 1950 e 2010, respectivamente, o estudo buscou avaliar as transformações no habitat natural após a intervenção humana.

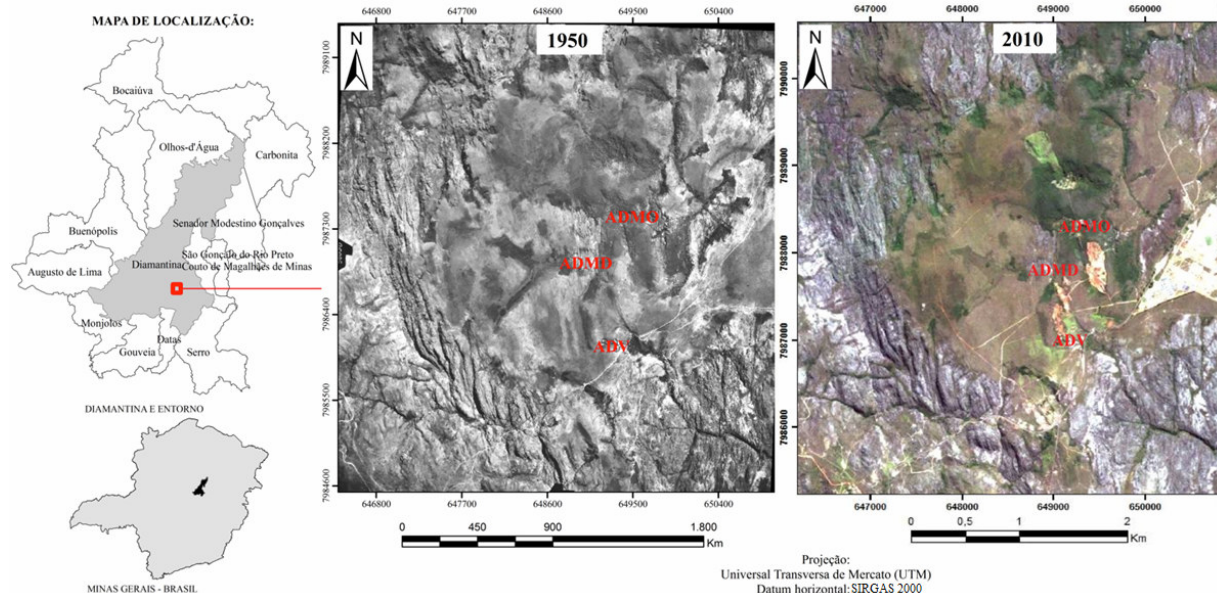
MATERIAL E MÉTODOS

O local de estudo está situado no Parque Estadual do Biribiri e em suas adjacências, na cidade de Diamantina-MG. A região é caracterizada por extensos afloramentos de rochas quartzíticas, intercalados por conglomerados nos quais ocorrem depósitos secundários de diamantes, além de filitos e xistos que pertencem ao Supergrupo Espinhaço (SILVA *et al.*, 2004).

As áreas analisadas são majoritariamente elevadas, moldadas sobre os quartzitos, e apresentam vegetação de campo rupestre e campo limpo. As partes topograficamente menos elevadas contêm duas regiões fito-ecológicas distintas: a vertente leste da serra é marcada pela floresta semidecidual, enquanto a vertente oeste é coberta pelo Cerrado e suas diversas fitofisionomias. A paisagem, formada pelas características macro morfológicas e pelos biomas presentes, foi fundamental para o reconhecimento da Serra do Espinhaço como Reserva da Biosfera pela UNESCO e para a criação de 11 Unidades de Conservação, incluindo o Parque Estadual do Biribiri, que parcialmente faz parte deste estudo (PEREIRA *et al.*, 2015).

O cerrado rupestre e o campo rupestre, ecótipos caracterizado se apresentam bem adaptados ao déficit hídrico sazonal, predominando manchas de floresta estacional semidecidual. O clima é do tipo Cwb, segundo a classificação de Köppen, 1.390 m de altitude, temperatura média anual variando de 18 a 19 °C e precipitação média anual na faixa de 1.400 mm e umidade relativa do ar em torno de 75,6% (NEVES *et al.*, 2005).

FIGURA 1. Localização das três áreas degradadas nos anos de 1950 e 2010. Em que: ADGD = área degradada pela mineração de diamante; ADGO = área degradada pela mineração de ouro; ADV = área degradada pelo processo de voçorocamento.



Para realizar o mapeamento do uso e cobertura do solo nas décadas de 1950 e 2010, foram identificadas sete classes temáticas, divididas em paisagens naturais e antrópicas. Na região em questão, a paisagem natural é composta por diferentes

fitofisionomias, como floresta estacional semidecidual, campo rupestre e afloramento rochoso. Já a paisagem antrópica é resultado das atividades humanas e inclui a urbanização, áreas degradadas (identificadas como ADMD e ADMO), pastagens degradadas e florestas plantadas.

Para mapear e classificar a cobertura vegetal nas áreas de estudo, foram adotados diversos métodos, tais como mapas, fotointerpretação de fotografias aéreas e imagens de satélite, além de levantamentos em campo e análise de documentos. As fotografias aéreas pancromáticas, capturadas durante um sobrevoo em 1950 com escala de 1:25000, foram gentilmente cedidas pelo Centro de Geologia Eschwege da Casa da Glória, IGC-UFMG.

Para realizar a correção geométrica, que consiste na identificação e registro de seis pontos de controle terrestre (PCT) de forma aleatória, utilizou-se o software ArGIS 9.3.1 (ESRI, 2004), no qual as fotografias aéreas digitalizadas em alta resolução foram importadas.

Foi realizada uma avaliação da qualidade dos PCTs com base no erro médio quadrático (RMS), utilizando imagens do satélite RapidEye de 2010. O Ministério do Meio Ambiente disponibilizou essas imagens em formato ortorretificado e calibradas radiometricamente, seguindo as recomendações do fornecedor. Essas imagens RapidEye oferecem novas possibilidades para estudos de mudanças na cobertura terrestre, incluindo detecção de alterações. (LUZ *et al.*, 2015).

Para garantir a precisão georreferenciada, cada pixel das imagens aéreas foi realocado em sua posição correta através de uma regressão polinomial de 1º grau com referências no sistema de coordenadas Universal Transversa de Mercator (UTM), e transformação do *datum* original para o Datum Horizontal SIRGAS 2000.

Com o objetivo de garantir a precisão da interpretação inicial e obter um mapa final confiável, foram realizadas checagens da classificação durante as etapas de campo, utilizando o laboratório. Para quantificar a estrutura da paisagem de acordo com a abordagem de Maccarigal e Marks (1995), foram utilizados os índices de composição e configuração espacial obtidos através do software *Fragstats*®.

Os padrões espaciais da paisagem foram analisados convertendo os arquivos dos mapas de cobertura do solo, elaborados em 1950 e 2010, em formato ASCII no *Fragstats*®. Seguindo a abordagem de Lang e Blaschke (2009), um conjunto específico de métricas foi suficiente para obter as principais interpretações ecológicas. Neste estudo, as métricas foram agrupadas em quatro categorias: métricas de área e fragmentos, métricas de forma, métricas de borda e área central, e métricas do vizinho mais próximo, como descrito em Pirovani *et al.* (2015).

Foi utilizado o limiar de percolação, baseado em Stauffer e Aharony (1992), bem como o limiar de fragmentação de Andrén (1994), para avaliar o potencial de percolação da paisagem. Para determinar o estado de percolação da paisagem, foram calculadas as proporções críticas de habitat (áreas ocupadas pela flora nativa) e não-habitat (áreas caracterizadas por atividades humanas).

O grau de isolamento das manchas de habitat, considerando um raio de 200 m, foi avaliado de acordo com Maccarigal e Cushman (2002). No caso de floresta estacional semidecidual, o raio foi de 30 m, conforme descrito em Rezende *et al.* (2011). Para afloramento rochoso e campo rupestre, não foi considerado o efeito de borda, devido à falta de critérios científicos estabelecidos para definir a faixa de borda.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A composição temática foi identificada da seguinte forma: afloramento rochoso (48,4%) e campo rupestre (42,8%) representando a maior parte da paisagem, seguidos pela floresta estacional semidecidual (7,9%), área degradada (0,6%) e urbanização (0,1%). Para o ano de 2010, foi elaborado um novo mapa de cobertura do solo que apresentou as seguintes composições temáticas: afloramento rochoso (47,7%), campo rupestre (34,7%), floresta estacional semidecidual (7,1%), urbanização (3,9%) e área degradada (1,40%). Nesse período, foram identificados dois novos elementos, pastagem degradada (4,2%) e eucalipto (0,1%), conforme apresentado na tabela 1.

TABELA 1. Classes de uso e cobertura do solo, com relação à área, número, densidade e índice de maior fragmento na área de estudo para os anos de 1950 e 2010.

Cobertura do solo	1950					2010				
	Área		NP	PD	LPI	Área		NP	PD	LPI
	(ha)	(%)				(ha)	(%)			
Afloramento rochoso	1216,97	48,49	4	0,16	32,77	1198,41	47,7	4	0,16	31,28
Campo rupestre	1074,84	42,8	6	0,24	38,95	872,39	34,7	13	0,52	22,99
Floresta semidecidual	199,78	7,9	22	0,88	5,27	178,55	7,1	19	0,76	5,55
Área degradada	15,85	0,6	4	0,16	0,37	35,05	1,40	6	0,12	0,70
Urbanização	2,49	0,10	1	0,04	0,10	99,85	3,98	3	0,12	3,43
Pastagem degradada	-	-	-	-	-	120,86	4,8	4	0,16	1,40
Eucalipto	-	-	-	-	-	4,80	0,1	1	0,04	0,19
Total	2509,92	100	37	-	-	2509,92	100	50	-	-

Em que: NP = número de fragmentos; PD = densidade de fragmentos e LPI = índice do maior fragmento.

A dinâmica da cobertura do solo entre os anos de 1950 e 2010 reflete a exploração dos recursos naturais, como pode ser observado na Figura 2. A análise quantitativa das classes de uso e ocupação do solo evidenciou uma redução nos remanescentes de afloramento rochoso, campo rupestre e floresta estacional semidecidual, acompanhada pelo aumento de áreas degradadas, urbanização, pastagem degradada e plantações de eucalipto.

A fisionomia de floresta estacional semidecidual apresentou uma variação negativa, indicando uma redução de 21,23 ha, o que sugere fragmentação florestal decorrente de atividades antrópicas.

As áreas de campo rupestre sofreram uma redução de 18,84%, sendo mais impactadas pelas ações antrópicas, como urbanização, áreas degradadas, pastagem degradada e plantações de eucalipto. Em contrapartida, as áreas de afloramento rochoso apresentaram uma pequena redução de 1,52%, correspondente a 18,56 ha, o que pode ser explicado pela maior resistência dessas áreas às intervenções antrópicas.

Ao analisar os mapas temporais da cobertura do solo, é possível identificar a influência das atividades humanas, como a pecuária extensiva, mineração, urbanização e áreas de empréstimo.

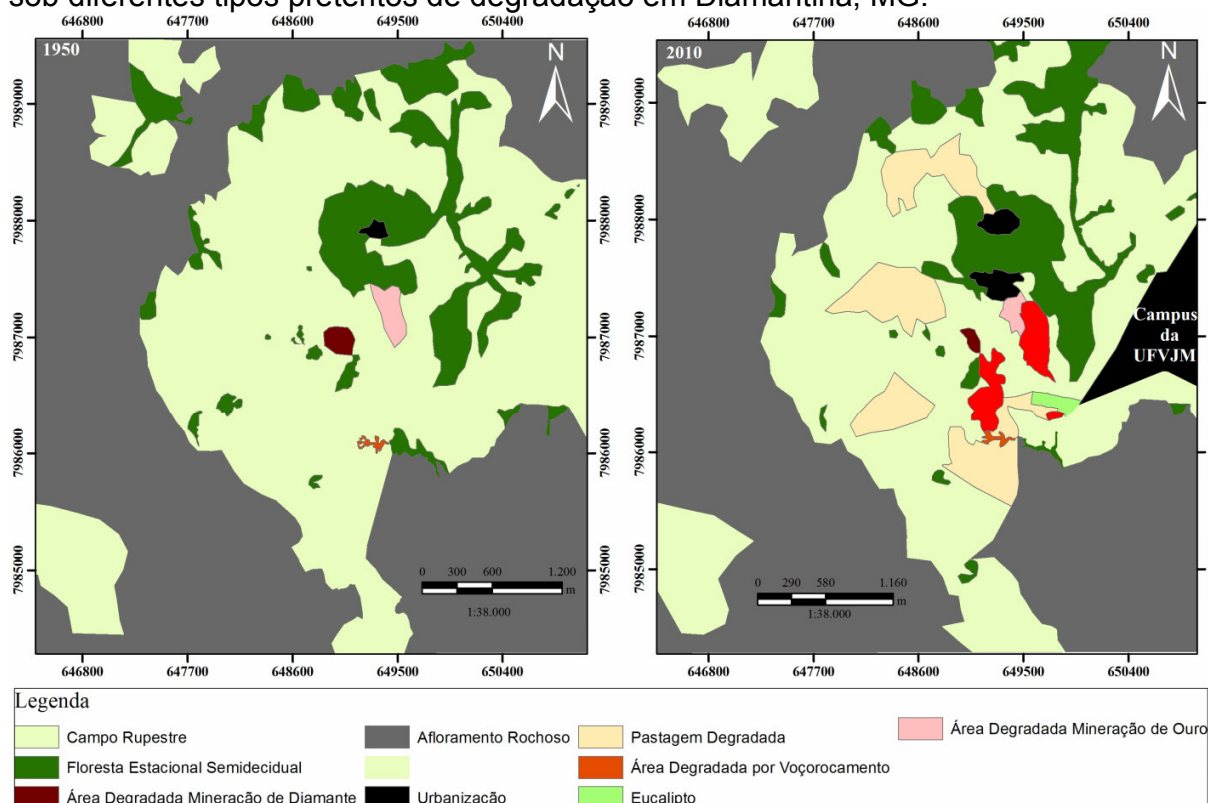
Para a floresta estacional semidecidual, nota-se que a vegetação é composta predominantemente por manchas de floresta, o que é característico desses ecossistemas, conforme apontado por Resende *et al.* (2011). Embora tenha ocorrido

uma leve redução nos fragmentos de floresta, a maior parte da área de estudo está localizada em uma unidade de conservação criada em 1988, o que implica em maior fiscalização e proteção florestal por parte dos órgãos competentes.

As imagens que mostram a evolução das áreas degradadas ao longo do período de 1950 a 2010 são bastante esclarecedoras, já que evidenciam as diversas mudanças ocorridas nessas áreas ao longo de cerca de 60 anos. É interessante notar que a área degradada pela mineração de ouro (ADMO) diminuiu de 9,33 ha para 4,71 ha nesse período, enquanto a área degradada pela mineração de diamante (ADMD) também reduziu, de 5,23 ha para 2,09 ha.

Essas áreas estão atualmente em processo de recuperação por meio da regeneração natural, iniciada após a interrupção das atividades minerárias, o que ressalta a importância dessa estratégia na recuperação de ambientes degradados. Já a área degradada por voçorocas aumentou de 1,40 ha em 1950 para 1,53 ha em 2010, sugerindo que a vegetação tem sido eficiente na contenção de processos erosivos, apesar de apresentar baixa densidade na área (AMARAL *et al.*, 2013).

FIGURA 2. Dinâmica da ecologia de paisagem (1950 - 2010) no entorno de três áreas sob diferentes tipos pretéritos de degradação em Diamantina, MG.



Diversos índices e métricas estruturais têm sido empregados para descrever quantitativamente a estrutura da paisagem, visando aprimorar a compreensão acerca dos padrões espaciais e processos biológicos envolvidos (FONSECA *et al.*, 2016). Portanto, a avaliação da pressão antrópica é capaz de retratar a conservação dos recursos naturais no espaço.

Informações sobre como os fragmentos estão distribuídos em termos de tamanho podem ser úteis para definir estratégias de conservação da biodiversidade em áreas protegidas, indicando o grau de fragmentação dos diferentes habitats (SAITO *et al.*, 2016).

A Tabela 2 ilustra a distribuição das fisionomias nativas na paisagem, com base em diferentes grupos de tamanhos de fragmentos, o que possibilita a compreensão sobre a dinâmica da fragmentação entre os anos de 1950 e 2010.

TABELA 2. Fragmentos das fitofisionomias nativas distribuídos em grupos de tamanho entre 1950 e 2010.

Grupo de Tamanho dos Fragmentos em ha	1950			2010		
	Floresta Estacional Semidecidual	Afloramento Rochoso	Campo Rupestre	Floresta Estacional Semidecidual	Afloramento Rochoso	Campo Rupestre
<1	7	1	2	6	-	7
1-5	9	-	-	10	-	1
5-10	4	-	-	2	-	-
10-20	1	-	2	-	-	-
20-30	-	-	-	-	1	-
30-40	-	-	-	-	-	-
40-50	-	-	-	-	-	-
50-60	-	-	-	-	-	1
60-70	-	-	1	-	-	2
70-80	-	-	-	-	-	-
80-90	-	1	-	-	1	-
90-100	-	-	-	-	-	-
100-200	1	-	-	1	-	1
200-500	-	1	-	-	1	-
500-1000	-	1	1	-	1	1
>1000	-	-	-	-	-	-
Total	22	4	6	19	4	13

Entre 1950 e 2010, houve uma redução de 13,6% no número de fragmentos e uma diminuição na densidade de fragmentos de 0,88 para 0,76 fragmentos/100 ha. Isso indica que tanto as áreas de campo rupestre quanto as de outra vegetação nativa foram fragmentadas ao longo desse período, possivelmente devido à ação humana.

Em 1950, mais da metade dos fragmentos (51,35%) tinha área inferior a 5 ha, enquanto em 2010, 48,0% dos fragmentos apresentavam tamanho inferior a 5 ha, correspondendo a 1,07% da área total e 1,19% da área de flora nativa. Embora esses fragmentos de tamanho reduzido não representem uma grande área, eles são importantes na conectividade da paisagem, permitindo o fluxo gênico. (SILVA; SOUZA, 2014).

Para os fragmentos, em 1950, 10,81%, denotaram tamanho superior a 100 ha, correspondendo a 89,3% da área de estudo e a 89,96% da área ocupada por flora nativa. Em 2010, 10,0% dos fragmentos, 10,0% dos fragmentos que possuía tamanho

maior que 100 ha, correspondia a 76,27% da área de estudo e a 76,81% da área ocupada pela flora nativa.

Entre os anos de 1950 e 2010, observou-se uma redução significativa na área da classe floresta estacional semidecidual, com uma diminuição de 16,63%, conforme demonstrado na Tabela 1. Esse decréscimo foi acompanhado por uma diminuição no número de fragmentos, conforme evidenciado na Tabela 2. Na classe de campo rupestre, também foi observado um decréscimo na área ocupada por essa fitofisionomia, porém houve um aumento no número de fragmentos.

Com relação à fragmentação da flora nativa na fitofisionomia de campo rupestre no período analisado, a fragmentação aumentou (Tabela 2), mas alguns fragmentos com mais de 100 ha ainda representaram uma parcela significativa da área de estudo, sugerindo que houve perda de áreas em função de atividades antrópicas.

A fragmentação da paisagem pode ter impactos negativos significativos na biodiversidade, devido à redução da área disponível para as espécies. Isso pode levar a alterações nos padrões populacionais e, conseqüentemente, a perda de espécies vegetais e animais nativas. A vegetação nativa desempenha um papel fundamental na proteção das espécies que habitam o interior das manchas de habitat, além de minimizar os efeitos de borda. Por isso, preservar a vegetação nativa é essencial para promover a sustentabilidade das espécies na paisagem (RIBAS *et al.*, 2016).

A vegetação rupestre foi severamente impactada pelo processo de fragmentação, principalmente devido à atividade minerária e agropecuária presentes nas áreas onde essa vegetação predomina. A fragmentação excessiva pode intensificar o efeito de borda, tornando a situação mais favorável quando as áreas de habitat têm uma forma circular mais próxima (OLIVEIRA *et al.*, 2017).

O índice médio de forma (SHAPE_MN), como reportado por Rezende *et al.* (2011), indicou valores elevados variando entre 1,64 a 2,01 em 1950 e entre 1,64 a 1,85 em 2010, sugerindo um formato irregular e maior exposição ao efeito de borda.

TABELA 3. Métricas de forma, área central e isolamento/proximidade para as diferentes fisionomias dentro de um raio de 200 m para os anos de 1950 e 2010.

Métricas		Classe cobertura do solo					
		1950			2010		
		AR.	CR.	FES.	AR.	CR.	FES.
Forma	SHAPE_MN	1,64	2,01	1,70	1,74	1,85	1,64
	SHAPE_AM	2,40	5,59	3,74	2,15	4,29	3,83
Área Central	NDCA	-	-	31,00	-	-	22,00
	CAI_AM	-	-	26,71	-	-	27,58
	PLAND	-	-	7,96	-	-	7,11
Isolamento e Proximidade	PROX_MN	2.711,16	326,65	26,05	1.585,26	871,28	7,82
	ENN_MN	86,82	235,32	181,04	248,54	187,75	325,03

Em que: AR = Afloramento rochoso; CR = Campo rupestre; FES = Floresta estacional semidecidual; SHAPE_MN = índice de forma médio; SHAPE_AM = índice de forma médio ponderado; NDCA = número de áreas centrais disjuntas; CAI_AM = índice de distribuição de área central ponderada; CPLAND = porcentagem de cobertura das áreas centrais na paisagem; PROX_MN = índice de proximidade média; ENN_MN = distância média do fragmento vizinho mais próximo.

A fisionomia de campo rupestre apresentou uma maior variação no índice de forma médio, o que sugere maior fragmentação dessa vegetação. Conforme os resultados da Tabela 3, o índice SHAPE_AM apresentou valores superiores em relação ao SHAPE_MN para todas as fisionomias, o que indica que as maiores manchas de vegetação nativa são mais alongadas e, portanto, mais suscetíveis ao efeito de borda. Houve uma redução no valor do índice SHAPE_AM para as classes de campo rupestre e floresta estacional semidecidual (conforme observado na Tabela 3), indicando que a maior fragmentação resultou em fragmentos menos alongados dessas classes.

Na Tabela 3, foram aplicados índices de área central apenas para a classe floresta estacional semidecidual, levando em consideração previamente o efeito de borda nesse ambiente. Em relação ao número de áreas centrais disjuntas (NDCA), a classe floresta estacional semidecidual apresentou 31 fragmentos com área interior em 1950 e 22 fragmentos em 2010. O índice de distribuição de área central revelou que essa fisionomia ocupava 26,71% (53,36 ha) de área interior em 1950 e 27,58% (49,24 ha) em 2010. É importante destacar que essa fisionomia representava 7,96% da extensão territorial na paisagem em 1950 e 7,11% em 2010.

Ao examinar a Tabela 3, pode-se notar que o índice PROX_MN (adimensional) apresentou valores elevados para as classes AR, indicando a presença de grandes manchas dessa fisionomia em um raio de busca de 200 m. No entanto, em relação à classe de afloramento rochoso, o índice médio de proximidade mostrou uma redução de cerca de 41,5% em 2010 em comparação com 1950, sugerindo uma diminuição na conexão entre os fragmentos dessa classe. O mesmo ocorreu com a classe campo rupestre, que apresentou um alto valor de PROX_MN, mas com um aumento de aproximadamente 166,73% em relação a 1950.

Valores elevados no índice de proximidade indicam a presença de grandes aglomerados de habitat próximos uns aos outros. Isso ocorre porque quanto menor a distância entre duas áreas com a mesma fisionomia, maior é a chance de haver trocas de material genético entre as populações de uma mesma espécie que estão separadas. (LANG;BLASCHKE, 2009).

Na tabela 3, foi observado que o índice de proximidade médio da floresta estacional semidecidual é baixo em comparação com as classes de afloramento rochoso e campo rupestre. Isso sugere que os fragmentos dessas fisionomias estão mais distantes uns dos outros, permitindo uma maior interação com outras classes de cobertura do solo, dentro do raio de 200m especificado.

Os resultados da tabela 2 indicam que na área de estudo, em 1950, a distância média entre os fragmentos de campo rupestre era de cerca de 235 m, enquanto em 2010, a distância média era de 187 m, indicando uma diminuição na distância entre os fragmentos dessa mesma classe ao longo do tempo. Por outro lado, os fragmentos de floresta estacional semidecidual estavam distantes cerca de 181 m um do outro em 1950, enquanto em 2010 a distância média aumentou para 325 m.

A distância entre os fragmentos de afloramento rochoso, que era de cerca de 86 m em 1950, aumentou para 248 m em 2010, indicando um aumento na distância entre esses fragmentos ao longo do tempo

Rezende *et al.* (2011) encontraram valores de distância média entre fragmentos de floresta estacional semidecidual na porção sul da Serra do Espinhaço, próximos a unidades de conservação, de cerca de 86 m para os anos de 1984 e 2010. De acordo

com Metzger (2006), o fluxo de animais entre os fragmentos de habitat natural depende da espécie em questão e da permeabilidade da matriz inter-habitat ou da matriz em facilitar esses fluxos biológicos.

A respeito da capacidade de dispersão dos organismos que habitam fragmentos de floresta, há pouco conhecimento, embora se suponha que poucos organismos são capazes de atravessar limites superiores a 350 metros. O processo de redução das áreas de vegetação nativa e seu isolamento geográfico podem dificultar a movimentação da fauna e a dispersão de propágulos, afetando negativamente a riqueza de espécies (ARAGÓN *et al.*, 2015).

Na área de estudo, o número de habitats naturais foi muito acima do limiar de percolação, representando 99,26% (2491,59 ha) em 1950 e 89,62% (2249,35 ha) em 2010, resultando em paisagens bastante conectadas do ponto de vista de Metzger (2010).

Existem vários fatores que podem explicar a grande conservação do habitat natural na área de estudo. Destaca-se, em especial, as características geomorfológicas e pedológicas pouco favoráveis às práticas agrícolas, além da fiscalização rigorosa do órgão de proteção florestal do Estado de Minas Gerais (IEF), que tem dificultado o desmatamento desde a criação do Parque Estadual do Biribiri em 1998.

Na área de estudo, a proporção de habitat foi superior a 30%, limite definido por Andrén (1994) em relação ao limiar de fragmentação. Esse parâmetro é importante para explicar a variação populacional das espécies em função da fragmentação da paisagem. A constatação sugere que a paisagem é formada por manchas grandes e próximas, o que contribui para a manutenção dos fluxos gênicos entre as populações de espécies presentes na área.

Para manter a estrutura ideal da paisagem, de acordo com os objetivos de conservação estabelecidos por Metzger (2010), é necessário manter valores entre 60 e 70% do limiar de percolação. Observa-se que, nesse intervalo, a paisagem apresenta uma conexão estrutural por meio de fragmentos de vegetação nativa, o que configura um cenário de sustentabilidade.

CONCLUSÕES

As atividades humanas tiveram pouco impacto quantitativo na vegetação nativa remanescente. Além disso, ao avaliar o estado de percolação da paisagem, verificou-se que o habitat natural é capaz de manter os fluxos gênicos. Em geral, a estrutura da paisagem é considerada adequada, o que a torna sustentável.

REFERÊNCIAS

AMARAL, W.G.; PEREIRA, I.M.; MACHADO, E.L.M.; OLIVEIRA, P.A.; DIAS, L.G.; et al.; Relação das espécies colonizadoras com as características do substrato em áreas degradadas na Serra do Espinhaço Meridional. **Bioscience Journal**, v. 29, 5, p. 1696-1707, 2013.

ANDRÉN, H. Effects of fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat. **Oikos**, v.71, p.355-366, 1994.

ARAGON, G.; ABUJA, L.; BELINCHÓN, R.; MARTINEZ, I. Edge Types determines the intensity of forest edge effect on epiphytic communities. **European Journal of Forest Research**, v.134, n.3, p.443-451, 2015. Disponível em < <https://link.springer.com/article/10.1007/s10342-015-0863-5> > doi: 10.1007/s10342-015-0863-5

ESRI - Environmental Systems Research Institute. **ArcGIS 9: Getting started with ArcGIS**. Redlands:ESRI, 265p, 2004.

FERNANDES, M.; FERNANDES, M.; ALMEIDA, A.; GONZAGA, M.I.S.; GONÇALVES, F.; Ecologia da paisagem de uma Bacia Hidrográfica dos Tabuleiros Costeiros do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v.24, e00025015, 2017. Disponível em < http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S217980872017000100120&script=sci_abstract&tlng=pt > doi: 10.1590/2179-8087.025015

FERRAZ, S. B.; FERRAZ, K. P. M. B.; CASSIANO, C.; BRANCALION, P.; LUZ, D.A.; et al.; How good are tropical forest patches for ecosystems services provisioning? **Landscape Ecology**, v.29, n.2, p.187-200, 2014. Disponível em < <http://www.lerf.eco.br/img/publicacoes/ES%20Land.Ecology.pdf> > doi: 10.1007/s10980-014-9988-z

FONSECA, B.M.; RIBAS, R.P.; MOURA, A.C.M. Aplicação dos conceitos e métricas de ecologia da paisagem na gestão da paisagem urbana. **Paisagem e Ambiente**, n.38, p.71-85, 2016. Disponível em < file:///C:/Users/Miguel/Downloads/96895-236862-1-pb.pdf >

LANG, S; BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 424p, 2009.

LUZ, N.B.; OLIVEIRA, Y.M.M.; ROSOT, M.A.D.; GARRASTAZÚ, M.C.; FRANCISCON, L.; et al.; **Classificação híbrida de imagens Landsat-8 e RapidEye para o mapeamento do uso e cobertura da terra nas Unidades Amostrais de Paisagem do Inventário Florestal Nacional do Brasil**, p. 7222-7230, 2015.

MACGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological Applications**, v.12, p.335-345, 2002.

MECGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. U.S. Forest Service General Technical Report PNW 351m, 1995.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: Cullen JR, Rudran R, Valladares-Padua C. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. 2. ed. Curitiba: UFPR, Cap.16, p.423-453, 2006.

METZGER, J.P. **O Código Florestal tem base científica? Conservação & Natureza**, v.8, 2010.

MORAES, M.C.P.; MELLO, K.; TOPPA, R.H. Análise da paisagem de uma zona de amortecimento como subsídio para o planejamento e gestão de unidades de conservação. **Revista Árvore**, v. 39, n.1, p. 1-8, 2015. Disponível em <http://www.scielo.br/pdf/rarv/v39n1/0100-6762-rarv-39-01-0001.pdf> doi: 10.1590/0100-67622015000100001

NEVES, S. C.; ALMEIDA-ABREU, P. A.; FRAGA, L. M. S. Fisiografia. In: Alexandre Christófaros Silva; Léa Cristina Vilela Sá Fortes Pedreira; Pedro Angelo Almeida-Abreu. (Org.). **Serra do Espinhaço Meridional - Paisagens e Ambientes**. 1 ed. Diamantina: UFMG - Faculdade de Ciências Agrárias, v. 1, p. 45-58, 2005.

OLIVEIRA A. S.; RESENDE, M.G.; SILVA, W. H. O.; **Análise da fragmentação florestal da região centro sul do estado de Minas Gerais através de estimativa de métricas de paisagem**. Belo Horizonte. Congresso Nacional de Botânica, 64, p. 10-15, 2013.

PEREIRA, E.O.; GONTIJO, B.M.; ABREU, L.G.A.C. As ecorregiões da reserva da biosfera da serra do espinhaço: elementos para o fortalecimento da conservação da biodiversidade. **Caderno de Geografia**, v.25, n.43, 2015. Disponível em < <http://periodicos.pucminas.br/index.php/geografia/article/viewFile/7045/7595>> doi: 10.5752/P.2318-2962.2015v25n43p18

PIROVANI, D.B.; SILVA, A.G.; SANTOS, A.R. Análise da paisagem e mudanças no uso da terra no entorno da RPPN Cafundó, ES. **Cerne**, v.2, n.1, p.27-35, 2015. Disponível em<http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S010477602015000100027&script=sci_abstract&lng=pt>doi: 10.1590/01047760201521011182

REZENDE, R.A.; PRADO FILHO, J.F.; SOBREIRA, F.G. Análise temporal da flora nativa no entorno de unidades de conservação: APA Cachoeira das Andorinhas e FLOE Uaimij, Ouro Preto, MG. **Revista Árvore**, v.35, p.435-443, 2011.

RIBAS, R.P.; GONTIJO, B.M.; MOURA, A.C.M. Análise da conectividade entre fragmentos de vegetação na paisagem: estudo na região da Serra do Espinhaço em Minas Gerais. **Revista Brasileira de Cartografia**, n.68, p.301-312, 2016. Disponível em < <http://www.lsie.unb.br/rbc/index.php/rbc/article/viewFile/1169/925>

SAITO, N.S.; MOREIRA, M.A.; SANTOS, A.R.; EUGENIO, F.C.; FIGUEIREDO, A.C. Geotecnologia e ecologia da paisagem no monitoramento da fragmentação florestal. **Floresta e Ambiente**, v.23, n.2, p.201-210, 2016. Disponível em < <http://www.scielo.br/pdf/floram/v23n2/2179-8087-floram-2179-8087119814.pdf>> doi:10.1590/2179-8087.119814

SILVA, A. C. **Diagnóstico e avaliação pedológica para o plano de manejo do Parque Estadual do Biribiri**. Diamantina, SEMAD/IEF, 2004. 37p.

SILVA, M.S.F.; SOUZA, R.M. Padrões espaciais de fragmentação florestal na Flona do Ibura –Sergipe. **Mercator**, v. 13, n.3, p.121-137, 2014. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/mercator/v13n3/1676-8329-mercator-13-03-0121.pdf>> doi: 10.4215/RM2014.1303. 0009

SIQUEIRA, M. N.; CASTRO, S. S.; FARIA, K. M. S. Geografia e Ecologia da Paisagem. **Sociedade & Natureza**, v.25, n.3, 2013. Disponível em <<https://www.scielo.br/j/sn/a/msf8wc4LbkVmfKRRHq43G5j/>> doi: 10.1590/S1982-45132013000300009

STAUFFER, D.; AHARONY, A. **Introduction to Percolation Theory**, 2^a ed. London: Taylor & Francis, 1992.