

## Artigos

# Fragmentação florestal na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, Brasil

Forest fragmentation in the São Francisco River Hydrographic Basin, Brazil

Milton Marques Fernandes<sup>I</sup> , Alexandre Herculano Souza Lima<sup>I</sup> ,  
Lilian Lins Wanderley<sup>I</sup> , Márcia Rodrigues de Moura Fernandes<sup>II</sup> ,  
Renisson Neponuceno de Araujo Filho<sup>III</sup> 

<sup>I</sup>Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, Brasil

<sup>II</sup>Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Sustentabilidade, Aracaju, SE, Brasil

<sup>III</sup>Universidade Federal de Tocantins, Gurupi, TO, Brasil

## RESUMO

A dinâmica da cobertura florestal na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (BHRSF) pode ser avaliada por métricas de ecologia da paisagem. O objetivo deste trabalho foi avaliar a fragmentação florestal na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, Brasil, por meio de métricas de ecologia da paisagem e quantificar a cobertura florestal nas unidades de conservação federais (UCs) presentes, para os biomas Caatinga, Mata Atlântica e Cerrado nos anos de 1997, 2007 e 2017. O mapeamento dos fragmentos foi realizado considerando área e quantidade dos fragmentos florestais, divididos nas seguintes classes de tamanho: (1) pequeno (até 10 ha); (2) médio (entre 10 e 100 ha); e (3) grande (maiores que 100 ha). As métricas, área, forma e borda, foram calculadas no *software* Fragstats<sup>®</sup> 4.2. As métricas números de fragmentos (NP), área de classe (CA), tamanho médio dos fragmentos (MPS) e densidade de borda (ED) dos fragmentos florestais dos biomas Caatinga e Cerrado na BHRSF comprovam que a Bacia está em processo de fragmentação florestal, principalmente nos grandes fragmentos, que tiveram suas áreas reduzidas, e nos de tamanho médio, que tiveram aumento da quantidade de bordas. De forma geral, a proteção de áreas florestais nas UCs da Caatinga e Cerrado não foram eficazes em manter a cobertura florestal, haja vista o desmatamento nestas áreas protegidas em 20 anos. Medidas como pagamentos por serviços ambientais ou restauração florestal devem ser utilizadas pelo poder público e sociedade em conjunto com a criação e manutenção de áreas florestais protegidas. A Mata Atlântica foi o único bioma a apresentar aumento na cobertura florestal e redução da fragmentação florestal na BHRSF. Iniciativas como o pacto da restauração da Mata Atlântica e Lei da Mata Atlântica de 2006 podem ter favorecido esse aumento da cobertura florestal.

**Palavras-chave:** Geoprocessamento; Desmatamento; Análise espaço-temporal; Serviços ambientais

## ABSTRACT

---

The dynamics of forest cover in the São Francisco River Basin (BHRSF) can be assessed by metrics of landscape ecology. The aim of this work was to evaluate the forest fragmentation of the São Francisco River Basin, Brazil, through metrics of landscape ecology, and the quantification of forest cover in federal conservation units (UCs) for the Caatinga, Atlantic Forest and Cerrado biomes in the years 1997, 2007 and 2017. The mapping of forest fragments was calculated by the area and the quantity of forest fragments that were divided into the size classes: (1) small (up to 10 ha); (2) medium (between 10 and 100 ha); and (3) large (greater than 100 ha). The metrics were calculated in the Fragstats® 4.2 software, and three groups of metrics were used: area, shape and border. The metric fragment numbers (NP), class area (CA), average fragment size (MPS) and edge density (ED) of forest fragments from the Caatinga and Cerrado biomes at BHRSF prove that the Basin is in the process of forest fragmentation mainly in the large fragments, which had their areas reduced, and in those of medium size, which had an increase in the amount of edges. In general, the protection of forest areas in the Caatinga and Cerrado UCs is not effective in maintaining the forest cover, given the deforestation that has existed in these protected areas in the last 20 years. Measures such as payments for environmental services or forest restoration must be used by the government and society in conjunction with the creation and maintenance of protected forest areas. The Atlantic Forest was the only biome to show an increase in the forest cover and a decrease in the forest fragmentation at BHRSF. Initiatives such as the Atlantic Forest Restoration Pact and the 2006 Atlantic Forest Law may have favored this increase in the forest cover.

**Keywords:** Geoprocessing; Deforestation; Spatiotemporal analysis; Environmental services

## 1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais brasileiras sofreram intenso desmatamento como resultado de decisões políticas e econômicas. Uma rede abrangente de Unidades de Conservação (UC) surgiu em resposta às mudanças do uso e cobertura da terra, bem como ao desmatamento, principalmente após o ano 2000, com a criação e implementação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) (WALKER *et al.*, 2009; BRASIL, 2011). O principal objetivo das UCs é reduzir o desmatamento, delimitando grandes áreas naturais e seminaturais, contribuindo para a proteção de espécies de flora e fauna, habitats, territórios e populações indígenas (NOGUEIRA *et al.*, 2018).

A perda de espécies e a fragmentação de habitats são ameaças globais à biodiversidade. Ainda existem lacunas no conhecimento científico quanto a estes tópicos, limitando o desenvolvimento e a implementação de estratégias eficazes para

gerenciar a fragmentação de habitats em áreas mais críticas. O aumento no número de estudos realizados em países tropicais, como o Brasil, evidencia que nos últimos anos o foco das atenções está concentrado em regiões prioritárias para a conservação (FARDILA *et al.*, 2017).

No Brasil, uma das maneiras mais eficazes de gerenciar o planejamento regional integrado é por meio das Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dos comitês e respectivas bacias hidrográficas (TREVISAN *et al.*, 2020). Nesse contexto, a análise das bacias hidrográficas, como principal unidade da paisagem, é de fundamental importância, pois, além do manejo dos recursos hídricos, concentram alta riqueza e diversidade de espécies da flora e da fauna (HAMILTON, 2018).

A Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (BHRSF) é a maior bacia hidrográfica essencialmente brasileira. As transformações antrópicas na bacia do rio São Francisco são históricas e diversificadas devido sua extensão, abrangência que permeia os Estados de Minas Gerais, Bahia, Pernambuco, Sergipe e Alagoas (COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO, 2012), além de três biomas (Caatinga, Mata Atlântica e Cerrado) e diversidade socioeconômica, representando assim um desafio a ser superado para gerar informações de uso e cobertura da terra (PIRES, 2016).

As florestas sazonalmente secas, representadas pela Caatinga na BHRSF, estão cada vez mais ameaçadas pela degradação da terra. Estudos recentes revelam períodos de perda e outros de ganho de vegetação lenhosa (FERNANDES *et al.*, 2015; JESUS *et al.*, 2019). Entre os anos de 2001 a 2012, houve um ganho de 6,7% de cobertura vegetal, mas, falta uma análise conclusiva das mudanças no uso e cobertura da terra e na fragmentação da paisagem neste bioma (SCHULZ *et al.*, 2017). Em relação ao bioma Mata Atlântica, este é reconhecido por sua biodiversidade e é um dos mais ameaçados do planeta, com a fragmentação florestal aumentando devido ao uso descontrolado da terra e crescimento populacional, já tendo perdido 88% de sua área original (RIBEIRO *et al.*, 2009), sendo o efeito de borda e a perda da biodiversidade os aspectos mais sérios do processo de fragmentação florestal (SANTOS *et al.*, 2016). O Cerrado brasileiro é o segundo maior bioma da América Latina, com mais de 200 milhões de

hectare e abriga algumas das atividades agrícolas mais intensivas para a produção de grãos e carne bovina do mundo (OLIVEIRA *et al.*, 2017). O aumento da agricultura neste bioma promoveu intenso desmatamento na BHRSF, sendo desmatados 795.502,61 ha no ano de 1988, e em 2011 apresentou 2.804.679,75 ha (OLIVEIRA *et al.*, 2016), acarretando grande fragmentação florestal. Devido a sua riqueza em biodiversidade e aos altos níveis de endemismo, o Cerrado é considerado um dos biomas prioritários para conservação da biodiversidade no mundo (OLIVEIRA *et al.*, 2017).

A capacidade dos remanescentes florestais, e de outros habitats naturais, de sustentar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos dependerá da quantidade e qualidade total do habitat dos fragmentos, seu grau de conectividade e como eles são afetados por outras perturbações induzidas pelo homem, como as mudanças climáticas e a introdução de espécies invasoras. A área reduzida do fragmento, o aumento do isolamento e o aumento da borda iniciam mudanças que penetram nos ecossistemas (HADDAD *et al.*, 2015), sendo essas modificações quantificadas pelas métricas de ecologia da paisagem.

As métricas de ecologia da paisagem têm sido frequentemente utilizadas para avaliar a fragmentação da floresta e os padrões de cobertura da terra ao longo do tempo em muitos ambientes e regiões (ROSA; GABRIEL; CARREIRAS, 2017). O uso de métricas para analisar as mudanças no padrão da paisagem e o desmatamento é essencial para o entendimento dos processos ecológicos (ZHANG *et al.*, 2020). Nestas métricas, são aplicados índices para descrever o nível de uniformidade ou fragmentação espacial de uma paisagem, com cálculo baseado especialmente na área total, forma, borda, área núcleo, proximidade, isolamento, contraste, contágio e diversidade (MCGARIGAL; MARKS, 1995).

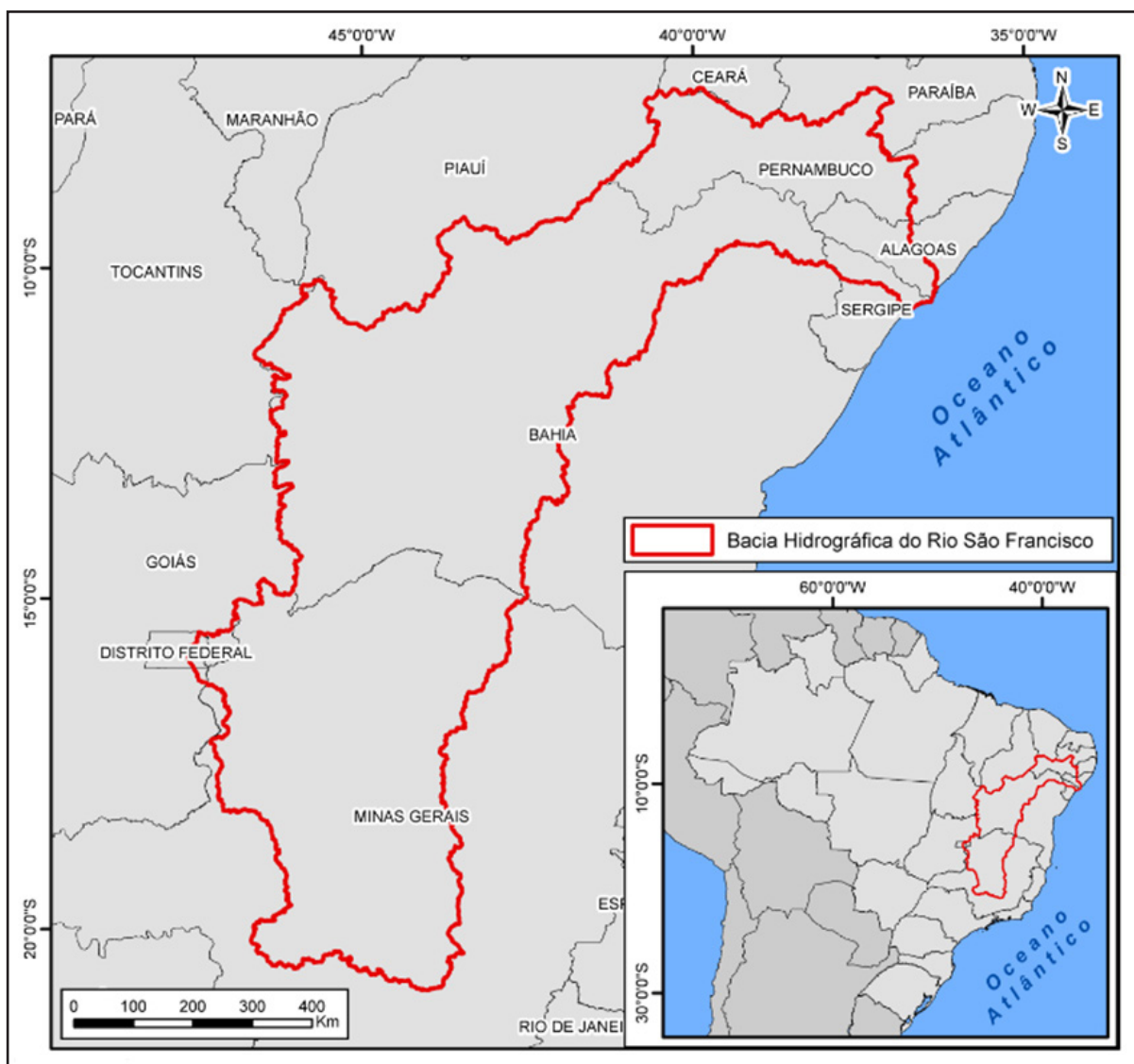
Devido à grande extensão da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco não existem estudos que tenham avaliado a fragmentação florestal em toda a Bacia. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a fragmentação florestal da BHRSF, Brasil, por meio de métricas de ecologia da paisagem, e quantificar a cobertura florestal nas UCs federais presentes para os biomas Caatinga, Mata Atlântica e Cerrado nos anos de 1997, 2007 e 2017.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo e caracterização dos biomas

A BHRSF deságua no Oceano Atlântico, ocupando parte dos estados de Alagoas, Bahia, Goiás, Minas Gerais, Pernambuco e Sergipe, além do Distrito Federal, cobrindo aproximadamente 636.137,07 km<sup>2</sup> (Figura 1). Ao todo a BHRSF abrange 34 sub-bacias, 12.821 microbacias e cerca de 8% do território brasileiro (COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO, 2015).

Figura 1 – Mapa de localização da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, Brasil



Fonte: Agência Nacional das Águas (2007)

A área da BHRSF compreende fitofisionomias dos biomas Caatinga, Mata Atlântica e Cerrado, representando um percentual aproximado de 39%, 3% e 58%, respectivamente. A cobertura florestal da BHRSF compreende fragmentos de Mata Atlântica em suas áreas, ocupando principalmente cabeceiras e foz com formações de mangue e restinga no Baixo São Francisco. O Cerrado situa-se principalmente no Alto e Médio São Francisco e a Caatinga em maiores extensões no Médio e Submédio São Francisco. As transições mais marcantes na paisagem da bacia são entre a Caatinga e o Cerrado, com formações como florestas estacionais decídua e semidecídua e campos de altitude (IBGE, 2006).

No bioma Caatinga, são cinco unidades de proteção integral e cinco de uso sustentável, as UCs federais pertencentes são: Parque Nacional do Catimbau; Estação Ecológica Raso da Catarina; Parque Nacional Cavernas do Peruaçu; Área de Proteção Ambiental da Chapada do Araripe; Área de Proteção Ambiental Cavernas do Peruaçu; Floresta Nacional de Negreiros; Monumento Natural do Rio São Francisco; Parque Nacional do Boqueirão da Onça; Área de Proteção Ambiental do Boqueirão da Onça e Área de Proteção Ambiental da Ararinha Azul. No Cerrado, são sete de proteção integral e sete de uso sustentável, sendo as UCs: Refúgio de Vida Silvestre das Veredas do Oeste Baiano; Parque Nacional Cavernas do Peruaçu; Parque Nacional das Sempre-Vivas; Parque Nacional da Serra do Cipó; Área de Proteção Ambiental das Nascentes do Rio Vermelho; Área de Proteção Ambiental Cavernas do Peruaçu; Área de Proteção Ambiental Morro da Pedreira; Parque Nacional Grande Sertão Veredas; Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins; Área de Proteção Ambiental do Planalto Central; Floresta Nacional de Cristópolis; Área de Proteção Ambiental Serra da Tabatinga; Área de Proteção Ambiental Carste de Lagoa Santa e Parque Nacional da Serra da Canastra. E na Mata Atlântica, encontra-se uma de uso sustentável e duas de proteção integral, sendo as seguintes UCs: Área de Proteção Ambiental de Piaçabuçu; Reserva Biológica de Santa Isabel e Parque Nacional da Serra do Gandarela.

## 2.2 Base de dados

A base de dados vetoriais georreferenciados dos biomas brasileiros utilizada neste trabalho foi disponibilizada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA); as regiões hidrográficas pela Agência Nacional de Águas (ANA) e os limites territoriais dos estados e municípios do Brasil e UCs Federais foram adquiridas no sítio do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

Os dados de uso e cobertura da terra foram extraídos do Mapbiomas (<http://mapbiomas.org/>), uma fonte altamente credível de dados de uso da terra classificados e georreferenciados com base no satélite Landsat, disponível para todo o Brasil em uma resolução espacial de 30 m. A classificação pelo MapBiomas é gerada a partir de mapas anuais de uso e cobertura da terra, por meio de uma rotina de classificação por *Random Forest* (floresta aleatória) aplicada a imagens de satélite. A acurácia da classificação foi acima de 80% para os diferentes anos e biomas analisados (Tabela 1) (MAPBIOMAS, 2021).

Tabela 1 – Exatidão global nos diferentes anos e biomas na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, Brasil

Bioma	Exatidão Global (Ano)		
	1997	2007	2017
Caatinga	0,81	0,82	0,82
Cerrado	0,83	0,84	0,84
Mata Atlântica	0,89	0,90	0,90

Fonte: Autores (2021)

Foram adquiridos arquivos do projeto Mapbiomas de sua versão 3.1, e selecionados polígonos dos usos e cobertura da terra da BHRSF referentes aos anos de 1997, 2007 e 2017 com auxílio do *software* QGIS 2.18. As classes de uso e cobertura da terra do projeto Mapbiomas foram considerados como formações florestais a classe Florestas com as seguintes tipologias florestais: Floresta Natural, Formação Florestal, Formação Savânica e Mangue.



## 2.3 Métricas de Ecologia da Paisagem

Os polígonos da classe Florestas foram selecionados no mapa de uso e cobertura da terra e em seguida extraído um arquivo vetorial dos fragmentos florestais. Os fragmentos florestais foram classificados nas seguintes classes de tamanho: (1) pequenos (<10 ha); (2) médios (10 a 100 ha) e (3) grandes (> 100 ha). As métricas de ecologia da paisagem foram calculadas com o auxílio do *software* Fragstats® 4.2 (MCGARIGAL, 2013), utilizando o mapa dos fragmentos florestais em formato *raster*. As métricas selecionadas estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 – Métricas de ecologia da paisagem utilizadas na quantificação da cobertura florestal na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, Brasil

Métrica	Sigla
Número de fragmentos	NP ≥ 1 (adimensional)
Área de classe	CA > 0 (ha)
Tamanho médio dos fragmentos	MPS (ha)
Índice de forma médio	MSI ≥ 1 (adimensional)
Densidade de bordas	ED ≥ 0 (m.ha-1)

Fonte: Autores (2021)

## 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O bioma Caatinga, entre os anos de 1997 a 2007, apresentou redução no número de fragmentos (NP) pequenos e um aumento do NP médio e grande. Porém, ocorreu um aumento na área total da classe (CA) dos fragmentos pequeno e médio e uma redução nos fragmentos grandes. As métricas MSI, ED e MPS apresentaram pequenas alterações neste período, com exceção do MPS dos fragmentos grandes, que teve uma redução de 3535,62 ha (1997) para 3336,40 ha (2007) (Tabela 3). Dessa forma, observa-se que os fragmentos grandes perderam área (CA), reduzindo o MPS de 1997 a 2007 (Tabela 3). De acordo com Costa *et al.* (2017), uma das consequências da redução do tamanho de fragmentos grandes é a perda de habitats. Essa redução



de habitats pode provocar a perda de espécies endêmicas no bioma Caatinga e a fauna associada a espécies-chaves.

Tabela 3 – Métricas de ecologia da paisagem dos fragmentos florestais do bioma Caatinga na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, Brasil, em classes de tamanhos dos anos de 1997, 2007 e 2017

Classes de tamanho	Caatinga					
	1997		2007		2017	
	NP	CA (ha)	NP	CA (ha)	NP	CA (ha)
Pequeno	711.000	507.508,00	673.728	515.008,00	735.069	555.317,00
Médio	23.708	793.967,00	24.994	817.443,00	27.229	864.684,00
Grande	3412	16.051.700,00	3.635	15.751.100,00	4.004	15.260.400,00
	MSI	MPS	MSI	MPS	MSI	MPS
Pequeno	1,35	1,86	1,35	1,86	1,35	1,81
Médio	1,98	27,44	1,97	27,81	1,99	27,52
Grande	4,36	3.535,62	4,28	3.336,40	4,38	3.039,31
	ED		ED		ED	
Pequeno	9,29		9,59		10,80	
Médio	6,06		6,29		6,92	
Grande	30,77		31,08		32,78	

Fonte: Autores (2021)

Em que: NP: número de fragmentos; CA: área de classe; MPS: tamanho médio dos fragmentos; MSI: índice de forma médio; ED: densidade de borda.

Na Tabela 3, observa-se um aumento do NP nas três classes de tamanho de 2007 a 2017. Os fragmentos pequenos e médios aumentaram o CA, enquanto os grandes fragmentos diminuíram a área de classe. As métricas MSI, ED e MPS praticamente não apresentaram variações de 2007 a 2017. Entretanto, o MPS e o CA dos fragmentos grandes apresentaram uma redução de 2007 a 2017, mostrando a mesma tendência de 1997 a 2007 (Tabela 3). Nesse sentido, os fragmentos grandes vêm sendo fragmentados com perdas de área total e reduzindo o tamanho médio (MPS). Uma das causas da fragmentação dos grandes fragmentos na Caatinga na BHRSF é o avanço da agricultura irrigada com uso da água advindas do Rio São Francisco e o aumento da desertificação no Vale do São Francisco (SCHULZ *et al.*, 2017).

No período total estudado (1997 a 2017), apesar do maior NP nas classes de fragmentos pequenos e médios indicando uma fragmentação florestal, os fragmentos grandes apresentaram uma grande área de classe, o que garante áreas-fontes para fluxo gênico e fonte de propágulos para fragmentos menores. Essas áreas-fontes são importantes para manutenção do material genético de flora e fauna e a diversidade florística de espécies-chaves.

Jesus *et al.* (2019), no município de Ribeira do Pombal, Bahia, encontraram predomínio de fragmentos médios e grandes. Os autores citam que esses fragmentos mantêm a diversidade florística e resiliência da Caatinga, mesmo em uma matriz com alto percentual de pastagens (50%) em toda a paisagem. Nesse sentido, a Caatinga presente na BHRSF necessita de programas governamentais e da iniciativa privada para manutenção e criação de unidades de conservação que possam manter fragmentos maiores que 100 ha.

A Caatinga apresentou entre os anos de 1997 a 2017 um acréscimo de 24.069 fragmentos pequenos, com um decréscimo de 37.272 fragmentos de 1997 a 2007, e na transição de 2007 a 2017 um aumento de 61.341 fragmentos pequenos. Segundo Schulz *et al.* (2017), entre os anos de 2001 a 2012, foi observada uma redução no tamanho dos fragmentos da Caatinga na BRHSF proporcionada pelas mudanças do uso e cobertura da terra, passando de Caatinga densa para formações mais abertas e áreas em processo de desertificação.

No bioma Mata Atlântica inseridos na BHRSF, de 1997 a 2007, o NP apresentou redução nos fragmentos pequenos e grandes, e um aumento nos fragmentos médios. Os fragmentos pequenos apresentaram uma redução no ED, e um aumento do CA nas três classes de tamanho dos fragmentos florestais, o que pode indicar aumento da cobertura florestal. Na métrica MSI, houve redução dos fragmentos médios e grandes com formas mais arredondadas, portanto menos susceptíveis ao efeito de borda, com aumento do MPS para os grandes fragmentos (Tabela 4).

Tabela 4 – Métricas de ecologia da paisagem dos fragmentos florestais do bioma Mata Atlântica na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, Brasil, em classes de tamanhos dos anos de 1997, 2007 e 2017

Classes de tamanho	Mata Atlântica					
	1997		2007		2017	
	NP	CA (ha)	NP	CA (ha)	NP	CA (ha)
Pequeno	97.150	74.835,80	85.001	76.400,10	89.971	78.768,10
Médio	4.580	101.558,00	4.587	108.711,00	5.083	122.413,00
Grande	510	217.515,00	492	227.793,00	512	243.601,00
	MSI	MPS	MSI	MPS	MSI	MPS
Pequeno	1,39	1,91	1,40	1,91	1,40	1,91
Médio	2,39	26,26	2,15	26,47	2,19	27,03
Grande	13,16	498,89	4,48	521,27	4,54	500,21
	ED		ED		ED	
Pequeno	63,05		61,52		59,06	
Médio	38,26		38,92		41,02	
Grande	41,32		41,25		42,42	

Fonte: Autores (2021)

Em que: NP: número de fragmentos; CA: área de classe; MPS: tamanho médio dos fragmentos; MSI: índice de forma médio; ED: densidade de borda.

Os fragmentos de Mata Atlântica na BHRSF apresentaram aumento do NP e CA nas três classes de tamanho entre os anos de 2007 a 2017, e aumento do MPS dos grandes fragmentos (Tabela 4). O aumento da cobertura florestal (CA) na Mata Atlântica da BHRSF de 1997 a 2017 corrobora a hipótese de que a Mata Atlântica esteja em uma transição florestal, com mudança geral de perda e floresta para o ganho de floresta. Conforme observado por Costa *et al.* (2017), em uma bacia hidrográfica da Mata Atlântica no Rio de Janeiro, na qual observaram dois períodos distintos, um período de perda de cobertura florestal entre 1976 a 1996 e um período de ganho entre 1996 a 2016, sendo este último período semelhante ao período de ganho do presente estudo (1997 a 2017).

Uma das iniciativas que pode ter propiciado o aumento da área e número dos fragmentos florestais de Mata Atlântica na BHRSF de 2007 a 2017 foi o pacto

de restauração da Mata Atlântica, tendo restaurados respectivamente 740.555 ha de florestas nativas de 2011 a 2015. O sucesso na restauração em grande escala se deve a três fatores: desenvolvimento da governança, comunicação e articulação da restauração; promoção de estratégias para influenciar políticas públicas e o estabelecimento de sistemas de monitoramento de restauração (CROUZEILLES *et al.*, 2019).

O NP pequenos de Mata Atlântica também foi único que evidenciou queda nos valores relativos de 1997, 2007 e 2017 na seguinte ordem: 95,02%, 94,36% e 94,15%. Entretanto, em todos os períodos avaliados o NP é superior a 94%, refletindo alto grau de fragmentação da cobertura florestal (Tabela 4). No bioma Amazônico, tem-se observado que fragmentos menores que 10 ha e com formato irregular sofrem alterações significativas, e até pequenas aberturas de estradas inferiores a 30 metros provocam efeitos de bordas severos nos fragmentos florestais (GROSS, 2017).

No Cerrado inserido na BHRSF, entre 1997 a 2007, ocorreu um aumento do NP médios e grandes e uma redução dos pequenos. Entretanto, houve um aumento do CA dos fragmentos pequenos e médios e uma redução do CA e do MPS dos fragmentos grandes. Isso demonstra que os grandes fragmentos se encontram mais pressionados, haja vista o aumento do ED neste período (Tabela 5).

Entre os anos de 2007 a 2017, o Cerrado na BHRSF apresentou um aumento considerável do NP e CA dos fragmentos pequenos, indicando aumento dos fragmentos nesta classe. Os fragmentos grandes apresentaram um aumento do NP, porém uma redução do CA e do MPS e um aumento do ED, demonstrando um maior efeito de borda (Tabela 5). As principais consequências da fragmentação nos fragmentos pequenos tendem a ocorrer nas bordas, as quais são mais suscetíveis a todos os tipos de distúrbios. À medida que o fragmento apresenta formas mais alongadas e menor tamanho, maior será o efeito de borda, sendo este um dos principais argumentos para implementação de áreas protegidas maiores e não perturbadas (GROSS, 2017).

Tabela 5 – Métricas de ecologia da paisagem dos fragmentos florestais do bioma Cerrado na Bacia Hidrográfica Rio São Francisco, Brasil, em classes de tamanhos dos anos de 1997, 2007 e 2017

Classes de tamanho	Cerrado					
	1997		2007		2017	
	NP	CA (ha)	NP	CA (ha)	NP	CA (ha)
Pequeno	92.8351	422.027,00	890.934	434.369,00	1.003.069	467.148,00
Médio	38.620	731.616,00	39.753	757.682,00	39.073	800.732,00
Grande	6163	14.507.300,00	6.240	13.516.200,00	6433	12.780.300,00
	MSI	MPS	MSI	MPS	MSI	MPS
Pequeno	1,37	1,51	1,37	1,50	1,38	1,54
Médio	2,24	27,94	2,23	27,73	2,25	27,89
Grande	5,18	3.587,37	5,12	3.238,97	5,19	2847,00
	ED		ED		ED	
Pequeno	9,35		10,28		11,58	
Médio	7,02		7,72		8,59	
Grande	35,91		37,75		40,09	

Fonte: Autores (2021)

Em que: NP: número de fragmentos; CA: área de classe; MPS: tamanho médio dos fragmentos; MSI: índice de forma médio; ED: densidade de borda.

Os fragmentos grandes do Cerrado na BHRSF, apesar de demonstrarem aumento (270 novos fragmentos) ao longo dos 20 anos analisados, apresentaram, no entanto, uma redução do CA e MPS e um aumento da ED. Mesmo com esta fragmentação florestal, o Cerrado é o bioma na BHRSF com maior CA de fragmentos grandes (Tabela 5), e apresenta uma grande área com vegetação nativa que não está protegida em Unidades de Conservação, com desmatamento legal de quase dois milhões de hectares (STEFANES *et al.*, 2018).

Incentivos econômicos e sociais para restauração, áreas protegidas e cadeias produtivas sem perda líquida em programas agrícolas são medidas essenciais para aumentar a conformidade com o Código Florestal brasileiro e impedir o desmatamento no Cerrado. O gerenciamento da paisagem pode auxiliar a resolver

conflitos socioambientais e melhorar a produção de alimentos. Entretanto, isso deve ser acompanhado por uma política ambiental contra o desmatamento para garantir a manutenção dos remanescentes de vegetação nativa existentes (STEFANES *et al.*, 2018).

Os fragmentos pequenos e médios do Cerrado da BHRSF de 1997 para 2017 apresentaram um aumento de NP (Tabela 5), indicando um alto grau de fragmentação do Cerrado inserido na BHRSF. Grande quantidade de pequenos fragmentos florestais indica alta fragmentação e baixo grau de conservação (MARTINS *et al.*, 2018). Esse processo de fragmentação no Cerrado na BHRSF foi observado por outros autores, como por exemplo Corsini e Brito (2013), que observaram na BHRSF em duas sub-bacias dos Rios Pandeiros e Calindó, em que mais de 90% dos fragmentos foram menores que 10 ha.

As UCs na BHRSF são uma ferramenta para redução do desmatamento e a fragmentação florestal observados nos biomas Caatinga, Mata Atlântica e Cerrado. Entretanto, a simples transformação em UCs não garante a integridade da cobertura florestal. No bioma Caatinga, no período de 1997 a 2007, houve uma redução da área de cobertura florestal nas UCs da BHRSF, com uma perda de 14.053,74 ha. Entre os anos de 2007 a 2017, foi observada a mesma tendência do período anterior com uma perda de cobertura florestal de 33.746,79 ha, sendo mais que o dobro observado entre 1997 a 2007, representando um grande desmatamento em áreas protegidas pela legislação brasileira (Tabela 6).

Tabela 6 – Áreas da cobertura florestal das Unidades de Conservação nos diferentes biomas na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, Brasil

Biomas	Área total (ha)	Cobertura Florestal (ha)		
		1997	2007	2017
Caatinga	2.312.534,882	1.079.771,06	1.065.717,32	1.031.970,53
Mata Atlântica	44.487,71	4864,30	4997,88	4714,85
Cerrado	2.523.440,82	504.749,48	490.746,64	487.398,90

Fonte: Autores (2021)

Na BHRSF, a área protegida por UCs Federais corresponde a 2.312.534,882 ha do bioma Caatinga. Contudo, observa-se que somente 50% está recoberta por floresta (Tabela 6). Existem dez unidades de conservação neste bioma na BHRSF, sendo cinco de proteção integral e cinco de uso sustentável.

No bioma Mata Atlântica, a área de cobertura florestal nas UCs da BHRSF de 1997 a 2007 apresentou um acréscimo de 133,58 ha. Porém, no período posterior (2007 a 2017) ocorreu um intenso desmatamento de 283,03 ha, o dobro do que se ganhou entre 1997 a 2007 (Tabela 6). Esse desmatamento nas UCs da Mata Atlântica no período de 2007 a 2017 foi diferente do observado em toda Mata Atlântica inserida na BHRSF, na qual houve um aumento da cobertura florestal conforme observado na métrica CA (Tabela 4).

O total de área protegida por UCs Federais na Mata Atlântica na BHRSF é de 44.487,71 ha, sendo que em 2017 somente 4714,85 (10,59%) estavam com cobertura florestal. Este bioma na BHRSF possui três unidades de conservação, sendo uma de uso sustentável e duas de proteção integral. Ao contrário deste estudo, na Mata Atlântica do Paraguai, Ponte *et al.* (2017) observaram que as áreas protegidas foram mais eficientes na conservação da cobertura florestal que o restante da Mata Atlântica não protegida no período de 2003 a 2013.

O bioma Cerrado inserido na BHRSF apresentou uma redução da cobertura florestal nas UCs Federais nos três períodos avaliados, com uma perda de 14.002,84 ha (1997 a 2007) e de 3.347,74 ha (2007 a 2017). Na BHRSF, existem 2.523.440,82 ha do bioma Cerrado protegidos em UCs. No entanto, somente 487.398,90 ha (19,31%) estão recobertos por florestas (Tabela 6). Este bioma é o que apresenta maior número de UCs, sendo sete de proteção integral e sete de uso sustentável. Como 90% dos fragmentos florestais do bioma Cerrado está em propriedades privadas, a legislação ambiental brasileira deve servir como um instrumento decisivo na proteção dos



remanescentes florestais mesmo estando em áreas privadas, não sendo protegido em UCs (BONANOMI *et al.*, 2019). Nesse contexto, os proprietários são obrigados a restaurar as áreas de preservação permanente (APPs) e a manter as áreas de reservas legais, o que pode aumentar a conectividade entre os fragmentos florestais

Em áreas de Cerrado na bacia do Rio Araguaia, Garcia *et al.* (2017) observaram que as UCs de proteção integral foram mais efetivas em manter a cobertura florestal que as UCs de uso sustentável que mantiveram o mesmo ritmo de desmatamento que a região. Embora o Cerrado na BHRSF apresente 14 UC's, sete delas são de uso sustentável, talvez não sendo muito efetivas na proteção da cobertura florestal quanto às UCs de proteção integral.

O desmatamento ilegal de terras no Cerrado, que mais tarde foram regularizadas com a renda obtida pelo uso agrícola das terras desmatadas, tem sido um problema de longa data no Brasil durante os séculos XX e XXI. Entre os anos de 2011 a 2016, o governo federal, sob pressão dos lobistas da agricultura, conhecidos como ruralistas, com seus pedidos por mais terras para a produção de soja e carne, permitiu a flexibilização da legislação brasileira contra o desmatamento, estimando que as taxas de desmatamento aumentariam 75% desde então. Em 2016, calculou-se uma perda anual de 8.000 km<sup>2</sup> de cobertura florestal. O desmatamento continua mais que o dobro da taxa que o país se comprometeu a ter em 2020 nos acordos internacionais do clima (GROSS, 2017).

Sendo assim, a fragmentação florestal da BHRSF reduz a geração de serviços ambientais e ecossistêmicos relacionados à biodiversidade e dos serviços ambientais hidrológicos na qualidade e quantidade de água do Rio São Francisco. Os biomas Caatinga e Cerrado estão em estados mais críticos quanto aos fragmentos florestais na BHRSF, o que reduz a capacidade destes biomas de gerar serviços ambientais como o sequestro de carbono e produção de água.

## 4 CONCLUSÕES

Os fragmentos florestais dos biomas Caatinga e Cerrado na BHRSF estão fragmentados, como demonstrado pelas métricas, principalmente os grandes fragmentos que reduziram sua área e tamanho médio com aumento do efeito de borda. A Mata Atlântica foi o único bioma a apresentar aumento na cobertura florestal e redução da fragmentação florestal na BHRSF. Algumas iniciativas como o pacto da restauração da Mata Atlântica e Lei da Mata Atlântica de 2006 podem ter favorecido esse aumento da cobertura florestal.

De forma geral, a proteção de áreas florestais em Unidades de Conservação Federais não é eficaz em manter a cobertura florestal, haja vista o desmatamento nestas áreas protegidas em 20 anos. Medidas como pagamentos por serviços ambientais ou restauração florestal devem ser utilizadas pelo poder público e sociedade em conjunto com a criação e manutenção de áreas florestais protegidas.

## REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (Brasil). **GEO Brasil**: recursos hídricos: resumo executivo. Brasília, 2007. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/wfa/sa/GEO%20Brasil%20Recursos%20H%C3%ADricos%20-%20Resumo%20Executivo.pdf>. Acesso em: 18 set. 2021.

BONANOMI, J. *et al.* Protecting forests at the expense of native grasslands: Land-use policy encourages open-habitat loss in the Brazilian Cerrado biome. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 17, n. 1, p. 26-31, 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **O Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**. Brasília, 2011. Disponível em: [http://www.mma.gov.br/estruturas/240/\\_publicacao/240\\_publicacao05072011052536.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/240/_publicacao/240_publicacao05072011052536.pdf). Acesso em: 20 maio 2020.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **Os impactos em cada sub-região do São Francisco**. Belo Horizonte, 2015. Disponível em: [https://cbhsaofrancisco.org.br/noticias/sustentabilidade\\_blog/os-impactos-em-cada-sub-regiao-do-sao-francisco/](https://cbhsaofrancisco.org.br/noticias/sustentabilidade_blog/os-impactos-em-cada-sub-regiao-do-sao-francisco/). Acesso em: 22 mar. 2020.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **Regiões Hidrográficas**. Belo Horizonte, 2012. Disponível em: <http://cbhsaofrancisco.org.br/bacia-hidrografica-do-rio-sao-francisco/regioes-hidrograficas/>. Acesso em: 20 abr. 2020.

CORSINI, C. R.; BRITO, A. Análise da estrutura da paisagem em uma sub-bacia hidrográfica de Minas Gerais: diretrizes para a conservação de fragmentos florestais. *In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO*, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. Foz do Iguaçu, 2013. p. 2858-2865.

COSTA, R. L. *et al.* Forest transitions in tropical landscapes: a test in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Applied Geography**, Oxford, v. 82, p. 93-100, 2017.

CROUZEILLES, R. *et al.* There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 17, p. 80-83, 2019.

FARDILA, D. *et al.* A systematic review reveals changes in where and how we have studied habitat loss and fragmentation over 20 years. **Biological Conservation**, Essex, v. 212, p. 130-138, 2017.

FERNANDES, M. R. M. *et al.* Mudanças do uso e de cobertura da terra na Região Semiárida de Sergipe. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 22, p. 472-482, 2015.

GARCIA, A. S. *et al.* Landscape changes in a neotropical forest-savanna ecotone zone in central Brazil: The role of protected areas in the maintenance of native vegetation. **Journal of Environmental Management**, London, v. 187, p. 16-23, 2017.

GROSS, M. Brazil's fragmented forests. **Current Biology**, [s. l.], v. 27, n. 14, p. 681-684, 2017.

HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, [s. l.], v. 1, p. 1-9, 2015.

HAMILTON, L. S. **Forest and Watershed Development and Conservation in Asia and the Pacific**. 3<sup>rd</sup> ed. London: Routledge, 2018. 300 p.

IBGE. **Banco de dados SIDRA, Censo Agropecuário 2006**. [S. l.], 2006. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/silvi/default.asp?z=t&o=29&i=P>. Acesso em: 01 maio 2020.

JESUS, J. B. *et al.* Fragmentação florestal em região semiárida no Nordeste do Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 39, p. 1-10, 2019.

MCGARIGAL, K. **Fragstats**: Fragstats help - versão 4.2. Computer software program produced by the author at the University of Massachusetts. Massachusetts: Amherst, 2013. 182 p.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats**: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. 1. ed. Portland: USDA Forest Service - Pacific Northwest Research Station, 1995. 122 p.

MAPBIOMAS. **Análise de acurácia**: estimativas da acurácia do mapeamento da cobertura do solo pelo projeto Mapbiomas. [S. l.], 2021. Disponível em: <http://mapbiomas.org/pages/accuracy-analysis>. Acesso em: 18 set. 2021.

MARTINS, R. N. *et al.* Spatio-temporal analysis of landscape patterns in the Catolé watershed, Northern Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 42, p. 1-11, 2018.

NOGUEIRA, E. M. *et al.* Carbon stocks and losses to deforestation in protected areas in Brazilian Amazonia, **Regional Environmental Change**, New York, v. 18, n. 1, p. 261-270, 2018.

OLIVEIRA, S. N. *et al.* Deforestation analysis in protected areas and scenario simulation for structural corridors in the agricultural frontier of Western Bahia, Brazil. **Land Use Policy**, Guildford, v. 61, p. 40-52, 2017.

OLIVEIRA, S. N. *et al.* Landscape-fragmentation change due to recent agricultural expansion in the Brazilian Savanna, Western Bahia, Brazil. **Regional Environmental Change**, New York, v. 17, p. 411-423, 2016.

PIRES, A. P. N. **O Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco: a gestão das águas e a transposição do Rio São Francisco**. 2016. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2016.

PONTE, E. *et al.* Paraguay's Atlantic Forest cover loss – Satellite-based change detection and fragmentation analysis between 2003 and 2013. **Applied Geography**, Oxford, v. 79, p. 37-49, 2017.

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**, Essex, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

ROSA, I. M. D.; GABRIEL, C.; CARREIRAS, J. M. B. Spatial and temporal dimensions of landscape fragmentation across the Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, New York, v. 17, p. 1687-1699, 2017.

SANTOS, A. R. *et al.* Geotechnology and landscape ecology applied to the selection of potential forest fragments for seed harvesting. **Journal of Environmental Management**, London, v. 183, p. 1050-1063, 2016.

SCHULZ, C. *et al.* Land change and loss of landscape diversity at the Caatinga phytogeographical domain—Analysis of pattern-process relationships with MODIS land cover products (2001–2012). **Journal Arid Environment**, [s. l.], v. 136, p. 54-74, 2017.

STEFANES, M. *et al.* Property size drives differences in forest code compliance in the Brazilian Cerrado. **Land Use Policy**, Guildford, v. 75, p. 43-49, 2018.

TREVISAN, D. P. *et al.* Environmental vulnerability index: an evaluation of the water and the vegetation quality in a Brazilian Savanna and Seasonal Forest biome. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 112, p. 106-163, 2020.

WALKER, R. *et al.* Protecting the Amazon with protected areas. **PNAS**, [s. l.], v. 106, n. 26, p. 10582-10586, 2009.

ZHANG, Q. *et al.* The spatial granularity effect, changing landscape patterns, and suitable landscape metrics in the Three Gorges Reservoir Area, 1995–2015. **Ecological Indicators**. [s. l.], v. 114, p. 1-15, 2020.

## **Contribuição de Autoria**

### **1 – Milton Marques Fernandes**

Engenheiro Florestal, Dr., Professor

<https://orcid.org/0000-0002-9394-0020> • miltonmf@gmail.com

Contribuição: Escrita – primeira redação, Escrita – revisão e edição

### **2 – Alexandre Herculano Souza Lima**

Geografo. Me., Pesquisador Autônomo

<https://orcid.org/0000-0003-1417-6587> • alexandre.lima.contato@gmail.com

Contribuição: Escrita – primeira redação

### **3 – Lilian Lins Wanderley**

Geografa, Dra., Professora

<https://orcid.org/0000-0002-8608-2750> • lilianwanderley4868@gmail.com

Contribuição: Escrita – primeira redação

### **4 – Márcia Rodrigues de Moura Fernandes**

Engenheira Florestal, Dra., Pesquisadora

<https://orcid.org/0000-0001-6321-4434> • marciarmfe@gmail.com

Contribuição: Conceituação, Escrita – primeira redação

### **5 – Renisson Neponuceno de Araujo Filho**

Engenheiro Florestal, Dr., Professor

<https://orcid.org/0000-0002-9747-1276> • nepoaraujo@gmail.com

Contribuição: Escrita – primeira redação, Escrita – revisão e edição

## **Como citar este artigo**

Fernandes, M. M.; Lima, A. H. S.; Wanderley, L. L.; Fernandes, M. R. M.; Araujo Filho, R. N. Fragmentação florestal na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, Brasil. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 32, n. 3, p. 1227-1246, 2022. DOI 10.5902/1980509845253. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509845253>.