

Fragmentação da vegetação nativa em bacia hidrográfica

Raphael Maia Aveiro Cessa¹, Ilvan Medeiros Lustosa Junior², Renan Augusto Miranda Matias³

¹Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Brasília (IFB) - Campus Planaltina, Docente, raphael.cessa@ifb.edu.br

²Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Brasília (IFB) - Campus Planaltina, Docente, ilvan.junior@ifb.edu.br

³renan.matias@undp.org

Recebido em: 12/08/2023

Aceito em: 12/01/2024

Resumo

Este trabalho foi desenvolvido com o objetivo de avaliar padrões do processo de fragmentação da vegetação nativa da Unidade Hidrográfica do Alto Rio São Bartolomeu (UHASB) no Distrito Federal, Brasil, com extensão de 21.178,77 ha. A elaboração das métricas da paisagem na UHASB deu-se após extração dos fragmentos de vegetação nativa, na extensão *shapefile*, do mapa vetorial de uso e ocupação do solo, obtido no formato matricial pela classificação não supervisionada no aplicativo computacional ArcMap10.5. Foram adquiridas imagens respectivas dos satélites LANDSAT-1 e LANDSAT-8 com datas de passagem 26/06/1975 e 03/09/2020 referentes à órbita/ponto 237/071 e 221/071. Procedeu-se o agrupamento dos fragmentos de vegetação nativa da UHASB para os anos de 1975 e 2020 por meio dos mapas vetoriais em classes de tamanho de área. As métricas de paisagem foram: de área (área core total, área média do fragmento, índice de áreas centrais e densidade de borda), de forma (média da relação perímetro/área e indicador médio de forma) e de proximidade (distância do vizinho mais próximo dada em metro e índice de proximidade). De acordo com os índices métricos de paisagem da UHASB, constatou-se que a ação antrópica e contínua para uso e ocupação do solo promoveu o parcelamento das “terras” em porções cada vez menores e, como consequência disso, houve redução do tamanho dos fragmentos de vegetação nativa, tornando-os menos protegidos pela redução dos seus tamanhos, mais susceptíveis ao efeito de borda, com menor grau de conexão entre eles por estarem mais distanciados.

Palavras-chave: Geossistemas. Métricas de paisagem. Unidades interativas.

Introdução

A paisagem é considerada como um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo essa heterogeneidade existente por pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação (METZGER, 2001). Acrescenta o autor que o conjunto das unidades interativas em uma paisagem é dado por ecossistemas, unidades de cobertura vegetativa ou uso e ocupação do solo, sendo que a escolha da forma representativa das unidades de paisagem nesses três possíveis conjuntos é arbitrária e do observador.

O estudo de paisagens a partir da abordagem ecológica contempla o uso e planejamento territorial sob a perspectiva da interação sociedade e natureza, implicando na espacialidade e heterogeneidade do espaço onde o homem atua. A ecologia de paisagem

portanto, considera a superfície terrestre heterogênea, formada por processos naturais e moldadas em consequência de processos sociais, econômicos, políticos e culturais (COSTA, 2020), e prevê na espacialidade heterogênea aspectos geomorfológicos e de recobrimento, tanto naturais quanto culturais (AZEVEDO *et al.*, 2021). Assim, quando o enfoque é ecológico nos estudos de ecologia de paisagens, busca-se compreender as consequências do padrão espacial no mosaico de uma paisagem, pela qual a heterogeneidade se expressa (FORMAN e GORDON, 1986; TURNER, 1989; WIENS *et al.*, 1993).

Os limites das unidades interativas da paisagem definem-se por três fatores: ambientais abióticos, pelas perturbações naturais e ações antrópicas que na sua inter-relação criam padrões (conjuntos interativos) diferenciados no espaço geográfico (METZGER, 2001).

De acordo com Casimiro (2009), a estrutura da paisagem contempla a matriz, manchas ou fragmentos e corredores. A ruptura dos fragmentos de vegetações nativas de paisagens aumenta o potencial de fragilidade dos ecossistemas, por ocasionarem isolamento entre espécies vegetais e animais e redução dos seus habitats, acentuando o efeito de borda nas áreas de contato entre a matriz antropizada e o remanescente de vegetação nativa (ANDRADE *et al.*, 2020; ETTO *et al.*, 2013; HENTZ *et al.*, 2015).

As escalas de observações em paisagens que permitem diferentes graus de diferenciações no espaço e tempo podem ser locais (áreas menores, em que leva-se em conta os resultados do autodesenvolvimento interno próprio dos geossistemas), regional (grandes extensões territoriais distintas por características morfológicas, edáficas e funcionais) e planetário (ODUM e BARRET, 2008; RODRIGUEZ, SILVA e CAVALCANTI, 2007).

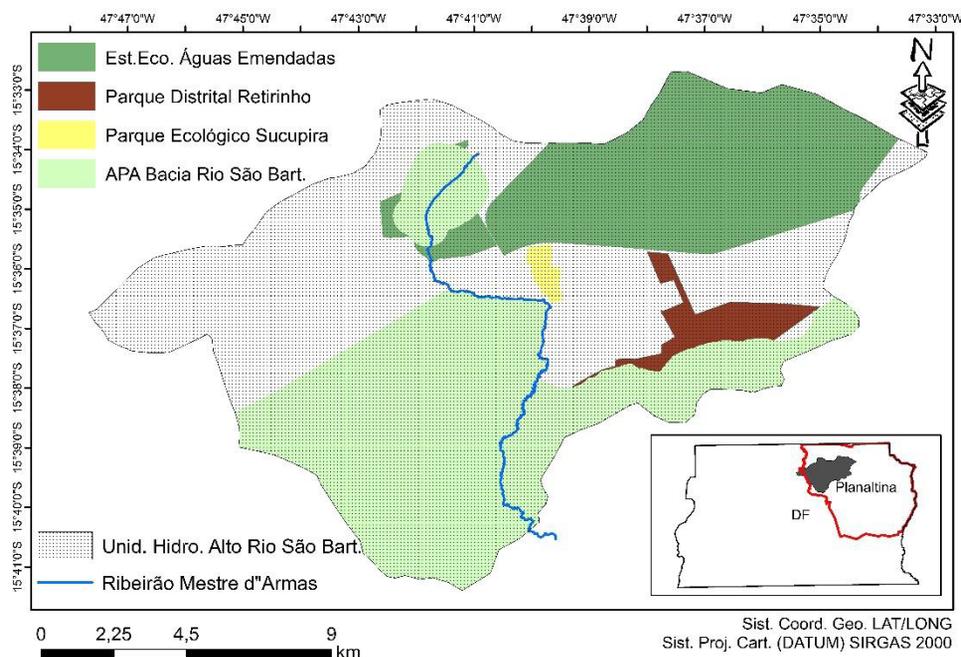
O estudo métrico das paisagens em escala regional, por meio da quantificação e espacialização

dos resultados, produz informações sobre o padrão de fragmentação de elementos da paisagem em bacias hidrográficas, municípios e unidades de conservação, por exemplo, e podem ser realizados de forma rápida e relativamente pouco dispendiosa por meio de Sistemas de Informação Geográfica e técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto (AMORIM, SOUSA e PIROLI, 2021; CALEGARI *et al.*, 2010; SILVA e SOUZA, 2014).

A Unidade Hidrográfica do Alto Rio São Bartolomeu (UHASB) é importante do ponto de vista ambiental na Região Administrativa de Planaltina, Distrito Federal, pelo fato de conter o ribeirão Mestre d'Armas, com extensão aproximada de 22 km, assim como parte da Estação Ecológica das Águas Emendadas, os parques Retirinho (distrital) e Sucupira (ecológico) e porções da Área de Proteção Ambiental (APA) do rio São Bartolomeu (Figura 1).

A fragmentação da vegetação nativa na UHASB provém da ação antrópica contínua de uso e ocupação do solo, e foi iniciada às margens do ribeirão Mestre d'Armas. A narrativa da referida

Figura 1. Unidade Hidrológica do Alto Rio São Bartolomeu, localizada em quase sua totalidade na Região Administrativa de Planaltina-DF, Brasil.

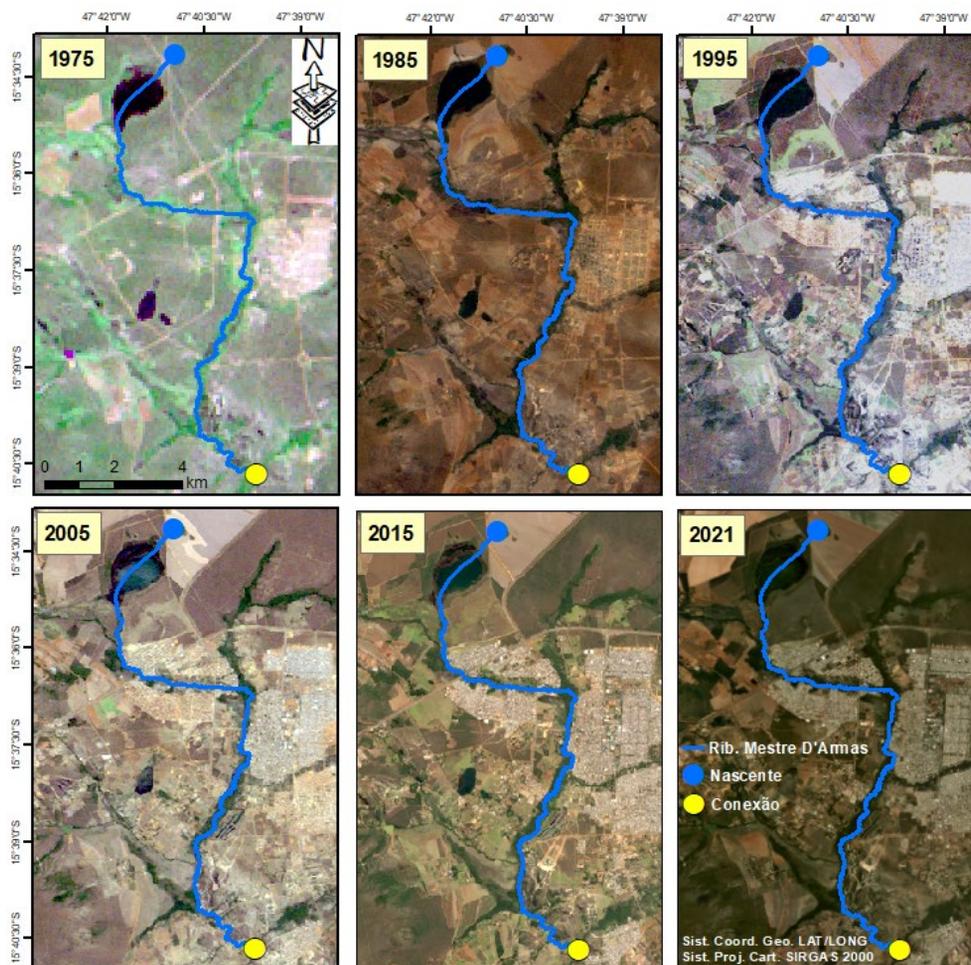


Fonte: dos autores

ocupação antrópica pode ser feita com auxílio das Figuras 2 e 3. Entre os anos de 1958 e 1975, houve início expressivo da ocupação antrópica na porção central do ribeirão Mestre d'Armas, na sua margem esquerda, de uma ocupação de áreas nas localidades de Planaltina hoje denominadas Setor Tradicional (núcleo inicial da cidade segundo Oliveira, 2014) e Setor Leste. Durante dez anos, a partir de 1985, outras ocupações territoriais foram observadas em menor intensidade, porém, havendo desenvolvimento daquelas já citadas, sendo notável a existência de ruas e quadras esquadrejadas. Em 1995 já era notável a ocupação na porção centro-norte do ribeirão Mestre d'Armas, nos dois lados das suas margens, nas localidades hoje denominadas:

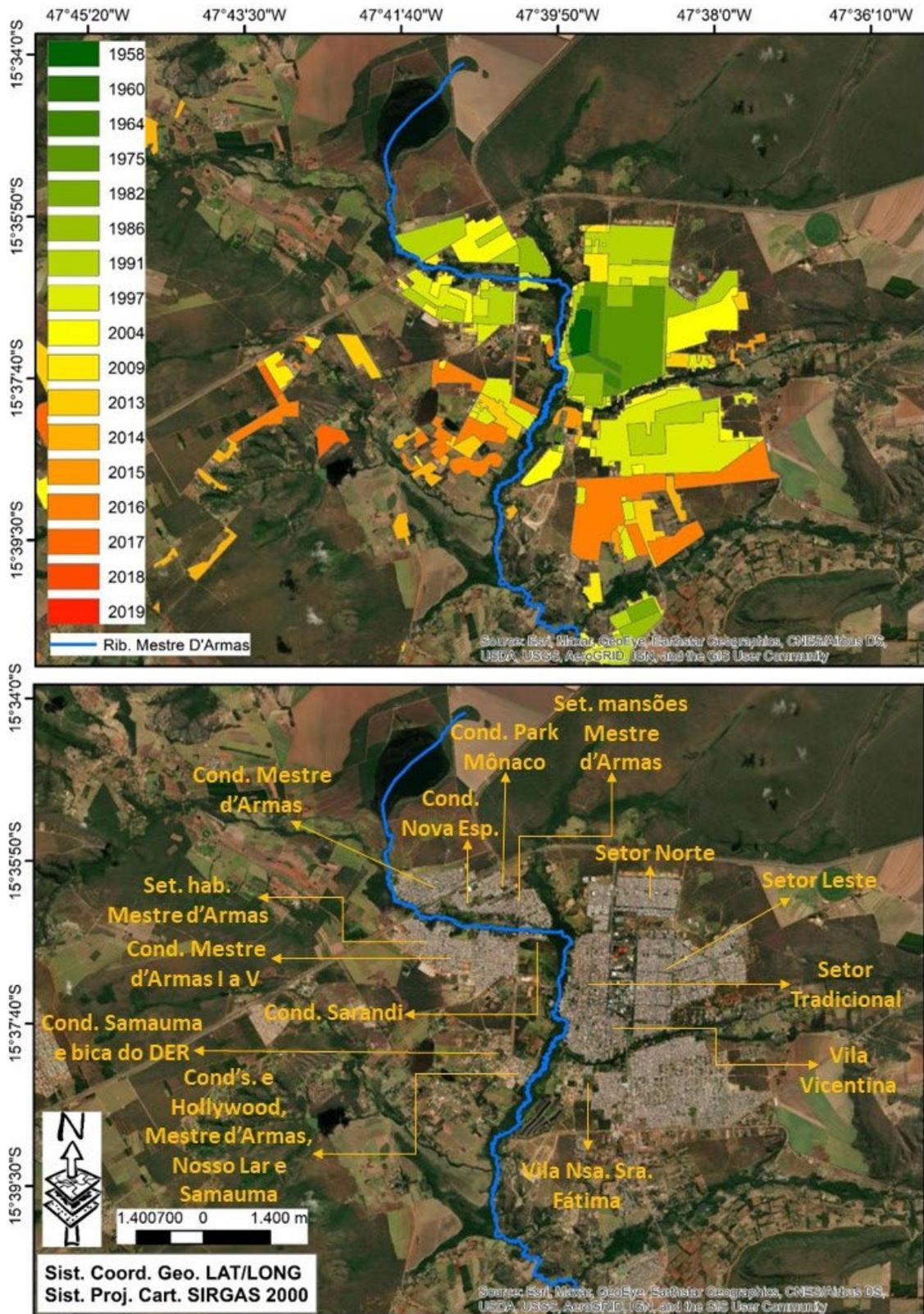
Condomínios Mestre d'Armas I, II, III, IV e V, Setor Habitacional Mestre d'Armas, Setor de Mansões Mestre d'Armas, Condomínio Sarandi, Condomínio Nova Esperança, Condomínio Park Mônaco e Setor Norte. Em 1995, também foi evidenciado o início da ocupação de áreas hoje pertencentes aos condomínios Hollywood, Mestre d'Armas, Nosso Lar e Samauma na porção sul do referido ribeirão, na sua margem direita e, na sua margem esquerda, com a hoje denominada Vila Nossa Senhora de Fátima. Portanto, do início da ocupação das áreas no entorno do ribeirão Mestre d'Armas até o ano de 2021 nota-se um parcelamento contínuo, expansivo – impulsionado principalmente pela especulação imobiliária – e desordenado do referido território (SHIRATORI, 2011).

Figura 2. Imagens LANDSAT 1 (1975), 5 (1985 a 2005) e 8 (2015 e 2021) obtidas para mês de junho referente ao uso e à ocupação temporal do solo próximo às margens do ribeirão Mestre d'Armas, Planaltina-DF, Brasil.



Fonte: dos autores

Figura 3. Evolução urbana entre os anos de 1958 e 2019 disponibilizada pela SEDUH (2022), e localidades existentes nos arredores do ribeirão Mestre d'Armas em Planaltina-DF, Brasil.



Fonte: dos autores

Frente ao postulado, este trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar a dinâmica e padrões de fragmentação da vegetação nativa diante à evolução da ocupação urbana da UHASB, Distrito Federal, Brasil.

Material e métodos

Este trabalho foi realizado na UHASB, localizada entre as coordenadas geográficas de longitudes 47°41'58,148" e 47°39'45,374" Oeste e latitudes 15° 34' 08,298" e 15° 40' 44,479" Sul, no Distrito Federal, Brasil (Figura 1), com extensão de 21.178,77 ha. Portanto, a análise da dinâmica da paisagem dos fragmentos nativos de vegetação deu-se em escala local, considerando a referida Unidade Hidrográfica um geossistema, fazendo-se uma abordagem estrutural do padrão e a organização espacial da paisagem.

A estimativa das métricas da paisagem na UHASB para os fragmentos nativos de vegetação (geofáceis) deu-se em um arquivo vetorizado na extensão *shapefile*, e que representaram as fitofisionomias nativas (geótopos) existentes no bioma Cerrado (Cerrado sentido restrito, Parque de Cerrado, Palmeiral e Vereda)¹ identificadas por meio da classificação não supervisionada, com uso do aplicativo computacional ArcMap10.5 (ESRI, 2016) a partir das imagens respectivas dos satélites LANDSAT-1 e LANDSAT-8 (Figura 4) com datas de passagens 26/06/1975 e 03/09/2020 e órbita/ponto 237/071 e 221/071.

Procedeu-se o agrupamento dos fragmentos de vegetação nativa da UHASB (Figura 5) para os anos de 1975 e 2020 por meio dos mapas vetoriais em classes de tamanho de área (até 30 ha; >30 ha a 60 ha; >60 ha a 120 ha; >120 ha a 240 ha; >240 ha a 600 ha; >600 ha a 2.000 ha; >2.000 ha).

As métricas de paisagem foram quantificadas e especializadas segundo as teorias descritas em Volotão (1998), Luz *et al.* (2018) e Silva e Souza (2014), sendo elas: de área (área core total, área média, índice de áreas centrais e densidade de borda), de forma (média da relação perímetro/área e indicador médio de forma) e de proximidade (distância do vizinho mais próximo dada em metro e índice de proximidade). O cálculo das métricas de paisagem foi realizado pelo aplicativo computacional ArcMap 10.5, por meio da extensão V-LATE (*Vector-based Landscape Analysis tools Extension*) de LARG (2005).

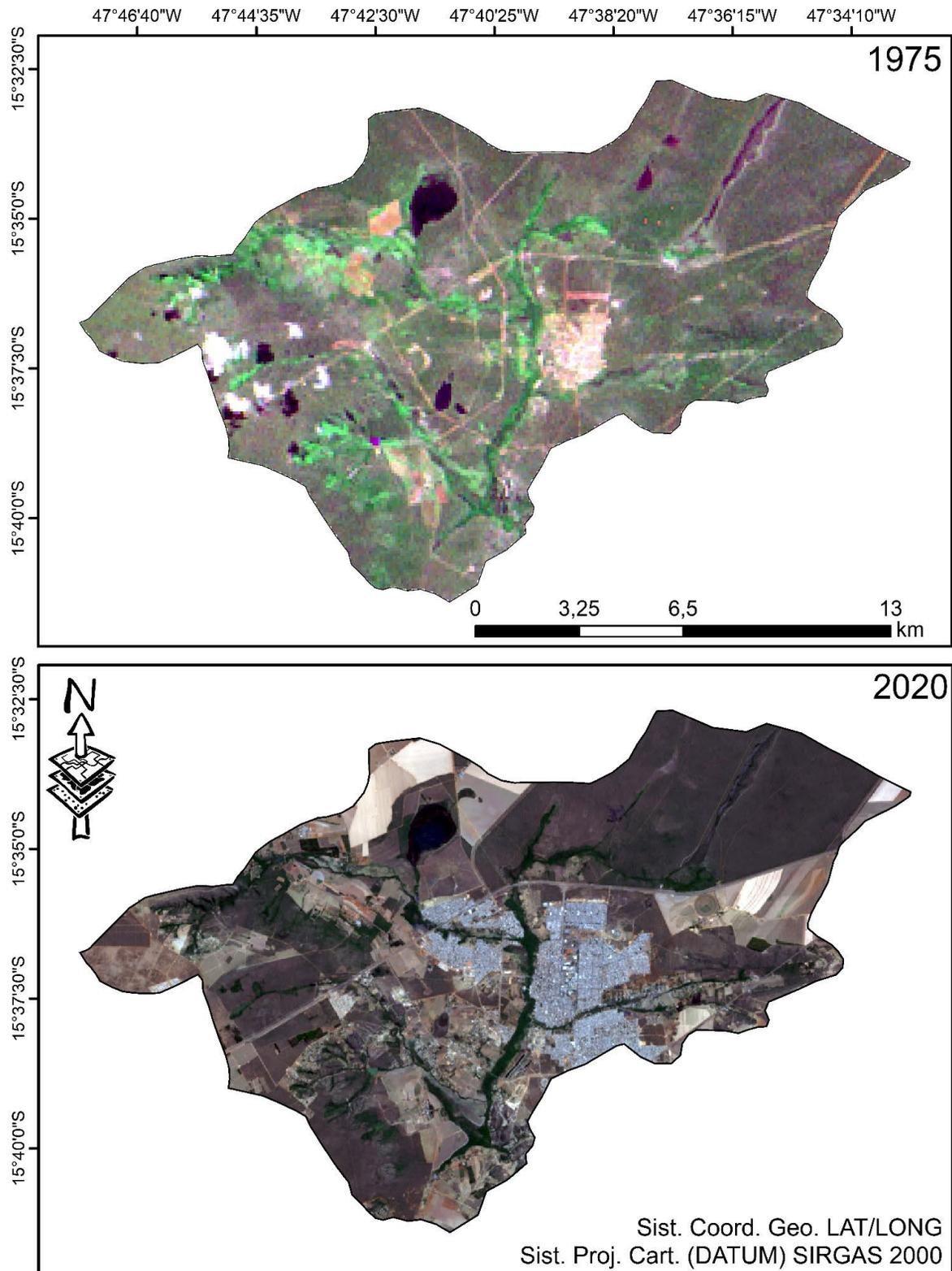
Resultados e discussão

No ano de 1975, os fragmentos de vegetação nativa ocupavam 71,08 % da área total da UHASB (Figura 5). Em 2020, esse valor foi de 40,70 %. Assim, a matriz do mosaico da paisagem na UHASB foi formada predominante por fragmentos de vegetação nativa seguido de áreas antropizadas, as quais podem ser ocupações urbanas, atividades agrícolas e/ou pecuárias. No ano de 2013, Oliveira (2013) estimou 47 % de cobertura vegetativa e nativa presente na paisagem da sub-bacia do Alto São Bartolomeu.

A fragmentação de uma dada unidade do ambiente intensificado por ações antrópicas pleiteando a demanda por terra para atividades agrícolas, pecuárias e expansão de centros urbanos, por exemplo, promove consideráveis alterações na paisagem natural, constituindo-a em um mosaico (DAMAME, LONGO e OLIVEIRA, 2019; MASSOLI, STATELLA e SANTOS, 2016). O fato relatado no parágrafo anterior sugere não apenas a redução da ocupação dos fragmentos vegetais nativos na UHASB entre os anos de 1975 e 2020 mas, sobretudo, que tal redução

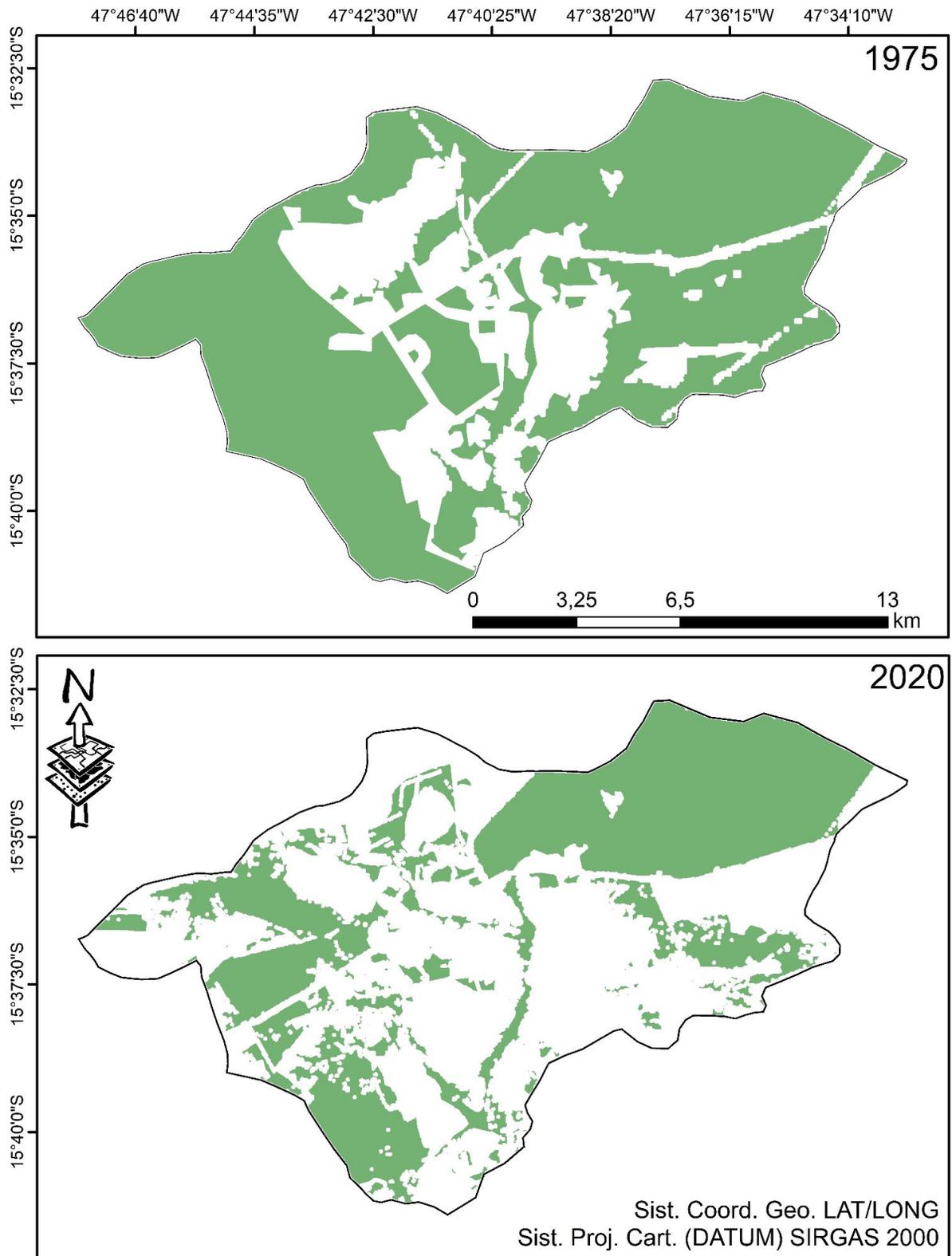
¹ Nas áreas que ocorrem a formação campestre, observa-se a presença de Campo Sujo, Campo Limpo e Campo Rupestre e Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão.

Figura 4. Imagens LANDSAT-1 e LANDSAT-8 (composição de bandas utilizadas R/G/B:4/3/2) com datas de passagens 26/06/1975 e 03/09/2020 e órbita/ponto 237/071 e 221/071 sobre a Unidade Hidrográfica do Alto Rio São Bartolomeu-DF, Brasil.



Fonte: dos autores

Figura 5. Fragmentos de vegetação nativa representando as fitofisionomias do bioma Cerrado para os anos de 1975 e 2020 encontrados na Unidade Hidrográfica do Alto Rio São Bartolomeu-DF, Brasil.



Fonte: dos atores

de resultado do parcelamento contínuo das “terras” também reduz a área de tais fragmentos.

A fragmentação contínua da vegetação nativa culmina também em extinções locais e alterações na composição e abundância de espécies, sendo que a redução no tamanho dos remanescentes de vegetação nativa refletem em prejuízos relacionados à manutenção da biodiversidade (DRINNAN, 2005; GARCIA *et al.*, 2018), bem como implica em fatores negativos à conservação do solo e água, como favorecimento de processos erosivos do solo e redução da infiltração de água para abastecimento de mananciais subterrâneos e superficiais (DAMAME *et al.*, 2015). Porém, em cenários de alta fragmentação da paisagem

com maior quantidade de remanescentes de vegetação nativa de pequena área, esses demandam atenção quanto a sua conservação por servirem de conexão ecológica entre áreas e estarem sob maior risco de serem suprimidos ao longo dos anos (PIROVANI *et al.*, 2014).

De acordo com os valores métricos da Tabela 1, nota-se aumento considerável do NF (número de fragmentos) e MPAR (média da relação perímetro/área) para fragmentos de vegetação nativa menores que 30 ha entre os anos de 1975 e 2020. Valores de MPAR abaixo de 1,00 sugerem maior proteção do fragmento, devido à menor relação de sua área interna com a área externa. Os valores de MSI (índice médio de

Tabela 1. Métricas de tamanho¹, forma² e proximidade³ para avaliação dos fragmentos de vegetação Florestal e Cerrado na Unidade Hidrográfica do Alto Rio São Bartolomeu-DF, Brasil.

Classes	NF	AC ¹	MPS ¹	IAC ¹	ED ¹	MPAR ²	MSI ²	PROX ³	MDVP ³
Ano 1975									
até 30 ha	13	123,21	9,48	44,14	139,61	0,178	1,39	1,63	994,11
>30 a 60 ha	3	145,69	48,56	68,69	68,08	0,007	1,34	0,00	7.274,03
>60 a 120 ha	1	90,72	90,72	68,97	72,07	0,007	1,94	0,00	0,00
>120 a 240 ha	1	136,05	136,05	76,54	57,55	0,006	1,89	0,00	0,00
>240 a 600 ha	1	562,19	562,19	89,98	20,42	0,002	1,37	0,00	0,00
>600 a 2.000 ha	1	710,26	710,26	71,01	61,59	0,006	4,63	0,00	0,00
>2.000 ha	3	13.286,47	4.428,82	93,11	14,09	0,002	2,75	8.957,95	110,78
Ano 2020									
até 30 ha	193	437,92	2,27	25,62	254,39	1,318	1,62	12,37	97,76
>30 a 60 ha	7	313,00	44,71	48,26	130,27	0,013	2,46	96,18	196,86
>60 a 120 ha	3	212,30	70,77	54,88	100,12	0,010	2,36	0,00	202,67
>120 a 240 ha	3	495,86	165,29	56,22	101,28	0,010	3,67	0,00	205,33
>240 a 600 ha	2	648,98	324,49	60,64	89,69	0,009	4,65	0,00	207,50
>600 a 2.000 ha	2	2.324,04	1.162,02	80,40	43,22	0,004	4,14	6,69	209,50
>2.000 ha	1	4.188,45	4.188,45	95,51	9,34	0,001	1,71	0,00	0,00

NF: número de fragmentos; AC: área (ha) core total em cada classe de tamanho de área obtida por meio da aplicação de um *buffer* negativo de 50,00 m a partir dos limites dos fragmentos vegetais; MPS: área (ha) média do fragmento em cada classe de tamanho de área; IAC: índice de áreas centrais, sendo a porcentagem média de área central de cada fragmento vegetais para cada classe de tamanho de área; ED: densidade média de borda em cada classe de tamanho de área, expressa em $m\ ha^{-1}$; MPAR: média da relação perímetro/área ($m\ m^{-2}$); MSI: indicador médio de forma, sendo a soma do perímetro de todas as manchas dividida pelo quadrado da área da classe de uso; PROX: Índice de Proximidade que atribui um valor de conectividade para cada fragmento de interesse, considerando a proximidade (distância) e o tamanho (área) de todos os fragmentos cujas bordas se encontrarem inseridas em um raio de busca (2.000 m), determinado a partir do fragmento de interesse; MDVP: distância do vizinho mais próximo dada em metro (m).

forma) entre os anos de 1975 e 2020 (Tabela 1) estão afastados de 1,0 para todas as classes de tamanho de área. Tal índice tem relação com o efeito de borda (VOLOTÃO, 1998) e, assim, valores afastados de 1,0 sugerem distanciamento da forma padrão de círculo perfeito indicada à conservação do fragmento (FORMAN, 1995), no sentido de formas mais recortadas e que se associam à maior susceptibilidade do fragmento ao efeito de borda (MCGARIGAL e MARKS, 1995).

Sobre o efeito de borda aqui discutido é necessário esclarecer, uma vez que este trabalho envolve fitofisionomias florestais e não florestais, que sua ação em fitofisionomias florestais é bem conhecida e utilizada nas discussões científicas. Sobre outras fitofisionomias o efeito de borda ainda é ponto de debate e exploração, embora se reconheça sua interferência.

De acordo com os índices métricos de forma MPAR e MSI, há evidências que a ação antrópica e contínua (45 anos) para uso e ocupação do solo na área da UHASB promove o parcelamento das “terras” em porções cada vez menores, além de reduzir cada vez mais o tamanho dos fragmentos de vegetação nativa e aumentar as suas quantidades, tornando-os menos protegidos (pela redução dos seus tamanhos) e mais susceptíveis ao efeito de borda.

Valores de AC (área core total), MPS (área média do fragmento) e ED (densidade de borda) aumentaram entre os anos de 1975 e 2021 para cada classe de tamanho de área de fragmento da vegetação nativa, até a classe >240 a 600 ha (Tabela 1), havendo redução do IAC (índice de área central) quanto à menor participação das áreas centrais nos fragmentos. Essa constatação dos dados é esperada. De acordo com Fernandes e Fernandes (2017), fragmentos com maior área têm área nuclear superior, o que sugere maior preservação do interior do fragmento. Silva *et al.* (2019) observaram relação direta (correlação positiva) entre a área nuclear e

área total de fragmentos florestais. No entanto, o referido comportamento métrico dos dados para AC, MPS, ED e IAC não ocorreu nas classes de tamanho de área >600 a 2.000 ha e >2.000 ha entre o período avaliado, uma vez que houve, respectivamente, incremento e redução de fragmentos vegetais de áreas nessas classes. De qualquer forma, por meio dos fatos evidenciados referentes à métrica de área, novamente, destacam-se as consequências do parcelamento contínuo de terras em porções cada vez menores na área da UHASB, como explicado anteriormente.

Existem diferenças entre áreas de bordas e as áreas dos interiores dos fragmentos vegetais em relação à diversidade de espécies (OLIVEIRA *et al.*, 2015). Andrade *et al.* (2020) associaram o comprimento elevado das bordas ao alto grau de fragmentação da vegetação arbórea e afirmam que o aumento de bordas favorece desequilíbrios nas relações ecológicas entre espécies de fauna e flora, principalmente pela possibilidade de elevação da temperatura do ar e o déficit de pressão de vapor no interior do fragmento vegetal. Assim, é notável que a borda do fragmento é indicadora da sua fragilidade e, portanto, conhecendo alguns índices métricos que a referenciam torna-se possível inferir algo sobre qualidade ambiental dos remanescentes vegetais naturais.

Ressalta-se, ainda, que o número e o tamanho de fragmentos em um mosaico de paisagem, juntamente a outros valores métricos de paisagem são eficientes no estabelecimento do grau de fragilidade de remanescentes vegetais (FENGLER *et al.*, 2015).

De acordo com a Tabela 1, em 1975, observou-se conectividade entre fragmentos de vegetação nativa apenas para aqueles com área maior que 2.000 ha, sendo alto o valor de PROX (índice de proximidade) e de MDVP (distância do vizinho mais próximo), sugerindo grau de isolamento “médio” na escala de

Almeida (2021), desenvolvido para o bioma Mata Atlântica: baixo isolamento – distância até 60 m de borda a borda da mancha; médio – distância até 120 m; alto – distância até 200 m; e muito alto – distância acima de 200 m.

Os remanescentes de fragmentos vegetais nativos são importantes à melhoria da qualidade de vida em zonas urbanas em processo de expansão ou consolidadas. Assim, tais fragmentos juntamente com as unidades de conservação ambientais e/ou parques e/ou estações criadas para conservação de flora e fauna, quando em um padrão espacial de isolamento, não garantem às referidas “zonas” um mosaico de paisagem eficiente sob o ponto de vista ecológico (SILVA *et al.*, 2019). Portanto, é necessário planejar a conectividade dos remanescentes de fragmentos de vegetação nativa durante o processo de expansão dos espaços urbanos, de modo a permitir o fluxo biológico de espécies vegetais e animais.

Conclusão

Constatou-se que a ação antrópica e contínua para uso e ocupação do solo promoveu redução de 42,7 % de área de vegetação nativa em 45 anos, com o parcelamento das “terras” em porções cada vez menores e, como consequência disso, houve redução do tamanho dos fragmentos de vegetação nativa, tornando-os menos protegidos pela redução dos seus tamanhos, mais susceptíveis ao efeito de borda, com menor grau de conexão entre eles.

Referências

ALMEIDA, L. S. Significados locais da colonização interna no norte mato-grossense. **Revista Brasileira de Estudos Urbanos**, v. 23, n. 1, p. 1-22, 2021.

AMORIM, A. T.; SOUSA, J. A. P.; PIROLI, E. L. O uso das métricas de ecologia da paisagem para análise dos padrões espaciais da sub-bacia

hidrográfica do ribeirão da boa vista. **Revista Formação** (ONLINE), v. 28, n. 53, p. 625-642, 2021.

ANDRADE, A. DE. S.; RIBEIROI, S. DA. C. A.; PEREIRAI, B. W. DE. F.; BRANDÃO, V. V. P. Fragmentação da vegetação da bacia hidrográfica do Rio Marapanim, nordeste do Pará. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 2, p. 406-420, 2020.

AZEVEDO, J. C. PÉREZ-RODRIGUÉZ, F.; SILVA, G. M. Da.; LANA, J. Ordenamento e planeamento florestal em Portugal. In: RIBEIRO, S. M. C.; BOSCOLO, D.; CIOCHETTI, G.; FIRMINO, A.; GUIOMAR, N. **Ecologia da paisagem no contexto Luso-Brasileiro**. v. 2. 1.ed. Curitiba: Appris, 2021. p. 53-76.

CALEGARI, L.; MARINS, S. V.; GLERIANI, J. M.; SILVA, E.; BUSATO, L. C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, v. 4, n. 5, p. 871-880, 2010.

CASIMIRO, P. C. Estrutura, composição e configuração da paisagem conceitos e princípios para a sua quantificação no âmbito da ecologia da paisagem. **Revista Portuguesa de Estudos Regionais**, v. 1, n. 20, p. 75-99, 2009.

COSTA, I. C. N. P. Abordagem metodológica ecologia da paisagem: origem, enfoque e técnicas de análise. **Boletim de Geografia**, v. 38, n. 1, p. 91-105, 2020.

DAMAME, D. B.; LONGO, R. M.; RIBEIRO, A.; FENGLER, F. Variation of the anthropic vulnerability in Ribeirão das Pedras watershed in Campinas/SP. **Brazilian Geophysical Research Abstracts**, v. 17, n. 1, p. 577, 2015.

DAMAME, D. B.; LONGO, R. M.; OLIVEIRA, E. D. Impactos ambientais pelo uso e ocupação do solo em sub bacias hidrográficas de Campinas, São Paulo, Brasil. **Acta Brasiliensis**, v. 3, n. 1, p. 1-7, 2019.

DRINNAN, I. N. The search for fragmentation thresholds in a Southern Sydney Suburb. **Biological Conservation**, v. 124, n. 3, p. 339-349, 2005.

ESRI (Environmental Systems Research Institute). ArcGIS Desktop: release 10.5. Redlands, California: Environmental Systems Research Institute, 2016.

ETTO, T. L.; LONGO, R. M.; ARRUDA, D. R.; INVENIONI, R. Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Pedras - Campinas-SP. **Revista Árvore**, v. 37, n. 6, p. 1063-1071, 2013.

FENGLER, F. H.; MORAES, F. L. De.; RIBEIRO, A. I.; FILHO, A. P.; STORINO, M.; MEDEIROS, G. A. De. Environmental quality of forest fragments in Jundiá-Mirim river basin between 1972 and 2013. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 4, p. 402-408, 2015.

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

FORMAN, R. T. **Land mosaics: the ecology of landscape and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 656p.

FORMAN, R.T. T.; GORDON, M. **Landscape ecology**. New York: Wiley e Sons Ed., 1986. 620p.

GARCIA, J. M.; LONGO, R. M.; PENEREIRO, J. C.; MENDES, D. R.; MANTOVANI, P. Uso de fotografias hemisféricas para avaliação da qualidade ambiental na Mata de Santa Genebra, Campinas-SP, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 175- 190, 2018.

HENTZ, A. M. K.; CORTE, A. P.; DOUBRAWA, B.; SANQUETTA, C. R. Avaliação da fragmentação dos remanescentes florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Iguazu – PR, Brasil.

Enciclopédia Biosfera, v. 11 n. 21, p. 2842-2858, 2015.

LARG (Landscape and Resource Management Research Group). 2005. V-LATE – Vector-based Landscape Analysis Tools Extension. Disponível em: <https://sites.google.com/site/largvlate/gis-tools/v-late> Acesso em: 03 jan. 2024.

LUZ, N. B. Da.; MARAN, J. C.; GARRASTAZÚ, M. C.; ROSOT, M. A. D.; OLIVEIRA, Y. M. M. De.; FRANCISCON, L.; FREITAS, J. V. De. **Manual de análise da paisagem: procedimento para a geração de índices espaciais das unidades amostrais de paisagem**. v. 3. Colombo: Embrapa Florestas, 2018. 93p.

MASSOLI, J. V.; STATELLA, T.; SANTOS, V. S. Estimativa da fragmentação florestal na microbacia Sepotubinha, Nova Marilândia - MT, entre os anos de 1990 a 2014. **Caminhos de Geografia**, v. 17, n. 60, p. 48-60, 2016.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. 122p.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1-2, p. 1-9, 2001.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de ecologia**. São Paulo: Cengage Learning, 2008. 632p.

OLIVEIRA, A. S. De. **Ribeirão Mestre d'Armas: percepções dos moradores de Planaltina - DF**. Planaltina – DF. 2014. 58f. Monografia – Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília. Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental.

OLIVEIRA, F. R. De. **Avaliação da paisagem da sub-bacia do Alto São Bartolomeu pelo modelo pressão-estado-resposta**. Planaltina – DF, 2013.

53f. Monografia – Faculdade UnB Planaltina, Universidade de Brasília. Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental.

OLIVEIRA, L. S. C.; MARANGON, L. C.; FELICIANO, A. L. P.; LIMA, A. S. De.; CARDOSO, M. S. De. O.; SANTOS, W. B. Dos. Edge effect in Atlantic Forest Remnants in the watershed of the river Tapacurá, Pernambuco. **Cerne**, v. 21, n. 2, p. 169-174, 2015.

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G. S.; SANTOS, A. R. S.; CECÍLIO, R. A.; GLERIAN, J. M.; MARTINS, S. V. Spatial analysis of forest fragments in the Itapemirim River Basin, ES. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 271 – 281, 2014.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V. Da; CAVALCANTI, A. P. B. **Geoecologia das paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental**. 3.ed. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 2007. 225p.

SEDUH (Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Habitacional). **GeoPortal**. Disponível em: <https://www.geoportal.seduh.df.gov.br/geoportal/> Acesso em: 12 dez. 2022.

SHIRATORI, I. J. **Diagnóstico ambiental da sub-bacia hidrográfica Mestre D'Armas**. 2011. 35f. Monografia – Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília.

SILVA, M. Do. S. F. Da.; SOUZA, R. M. e. Padrões espaciais de fragmentação florestal na flona do Ibura – Sergipe. **Mercator**, v. 13, n. 3, p. 121-137, 2014.

SILVA, A. L.; Da.; LONGO, R. M.; BRESSANE, A.; CARVALHO, M. F. H. De. Classificação de fragmentos florestais urbanos com base em métricas da paisagem. **Ciência Florestal**, v. 9, n. 3, p. 1254-1269, 2019.

TURNER M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematic**, v. 20, n. 1, p. 171-197, 1989.

VOLOTÃO, C. F. S. **Trabalho de análise espacial: métricas do Fragstats**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1998. 48p.

WIENS, J. A.; STENSETH, N. C.; VAN HORNE, B.; IMS, R. A. Ecological mechanisms and landscape ecology. **Oikos**, v. 66, n. 3, p. 369-380, 1993.