



Universidade de Brasília
Faculdade UnB Planaltina
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

GIANCARLO BRUGNARA CHELOTTI

**ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA OCUPAÇÃO URBANA DO DISTRITO
FEDERAL E DO POTENCIAL DE IDENTIFICAÇÃO DE FEIÇÕES DO
TERRENO POR MEIO DE NOVAS TECNOLOGIAS DE SENSORIAMENTO
REMOTO**

Brasília

2023

GIANCARLO BRUGNARA CHELOTTI

Tese de Doutorado

**ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA OCUPAÇÃO URBANA DO DISTRITO
FEDERAL E DO POTENCIAL DE IDENTIFICAÇÃO DE FEIÇÕES DO
TERRENO POR MEIO DE NOVAS TECNOLOGIAS DE SENSORIAMENTO
REMOTO**

Tese apresentada ao curso de Doutorado em Ciências Ambientais da Universidade de Brasília como requisito ao título de Doutor do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

Linha de Pesquisa: Modelagem Ambiental

Orientador: Edson Eyji Sano

Brasília

2023

GIANCARLO BRUGNARA CHELOTTI

**ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA OCUPAÇÃO URBANA DO DISTRITO
FEDERAL E DO POTENCIAL DE IDENTIFICAÇÃO DE FEIÇÕES DO
TERRENO POR MEIO DE NOVAS TECNOLOGIAS DE SENSORIAMENTO
REMOTO**

Banca Examinadora:

Dr. Edson Eyji Sano (UnB/PPGCA) – Orientador

Dra. Andréia de Almeida (UnB/PPGCA) - Examinadora Interna

Dra. Joselisa Maria Chaves (UEFS) - Examinadora Externa

Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi (UnB/EFL) - Examinador Externo

Dr. Carlos Antônio da Silva Júnior (UNEMAT) – Examinador Externo

Ficha catalográfica elaborada automaticamente,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

CC516a Chelotti, Giancarlo
Análise espaço-temporal da ocupação urbana do Distrito Federal e do potencial de identificação de feições no terreno por meio de novas tecnologias de sensoriamento remoto. / Giancarlo Chelotti; orientador Edson Sano. -- Brasília, 2023. 81 p.

Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) -- Universidade de Brasília, 2023.

1. urbanização. 2. padrões espaciais. 3. vegetação. 4. sensoriamento remoto. 5. classificação. I. Sano, Edson, orient. II. Título.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, criador de todas as coisas, o Alfa e o Ômega, possuidor de todo saber e toda ciência a qual perseguimos teimosamente em tentar compreender.

À família, suporte fundamental, pelo apoio constante. Nunca ouvi de meus pais palavras desmerecedoras ou desencorajadoras sobre este desafio.

À minha esposa, Ana Paula Sales Chelotti, por suportar minha teimosia, mau humor e cabelos brancos provocados também por esse projeto.

Aos professores Antônio Felipe Couto Júnior (*in memoriam*) e Edson Eyji Sano, grandes facilitadores e transmissores de conhecimento.

Aos colegas que ingressaram comigo no segundo semestre de 2018, pelo companheirismo, energia e troca de experiências.

Aos colegas de outros órgãos, em especial da Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano (SEDUH), Agência de Desenvolvimento do Distrito Federal (TERRACAP) e Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA), pela disponibilização de dados fundamentais à realização dessa pesquisa.

RESUMO

As mudanças no uso da terra afetam os ecossistemas, gerando impactos desde o nível local até o global. Essas mudanças ocorrem tanto pela expansão urbana quanto rural. Nos últimos anos, a magnitude desses impactos tornou-se cada vez mais evidentes. O padrão de ocupação do Distrito Federal (DF) caracteriza-se por apresentar uma grande extensão de áreas urbanas consolidadas e em expansão, principalmente a partir do início da década de 1990. Muitas dessas áreas em expansão são irregulares, notadamente, invasões de áreas públicas e parcelamento para fins urbanos de áreas originalmente destinadas para ocupação rural. Essa ocupação desordenada causou, e ainda causa, diversos impactos ambientais negativos. O objetivo desta tese é analisar o padrão histórico das ocupações urbanas no DF a partir de dados de sensoriamento remoto, identificando padrões, vetores, impactos e tendências. Complementarmente, foi analisada uma nova tecnologia de sensoriamento remoto orbital para identificar e monitorar áreas de vegetação nativa e áreas rurais do DF. Esta tese é composta por dois capítulos organizados na forma de artigo, com introdução, metodologia, resultados, discussões e conclusões próprios para serem submetidos em periódicos científicos de maneira individualizada. O primeiro capítulo apresenta a evolução espacial da mancha urbana do DF nos últimos sessenta anos, seus principais vetores, padrões e impactos na paisagem. O segundo capítulo apresenta uma análise do potencial de identificação de diferentes coberturas vegetais no bioma Cerrado a partir de dados obtidos por uma constelação de nanosatélites de alta resolução espacial (mosaicos do satélite PlanetScope - PS), tendo, como estudo de caso, o DF. Dessa forma, o primeiro capítulo tem foco maior na área urbana e o segundo capítulo, na área rural e na vegetação nativa do DF. Os resultados do primeiro capítulo mostraram que o DF ainda está em plena expansão urbana, não havendo sinais de desaceleração. Os principais fatores que direcionam a forma da mancha urbana e limitam seu crescimento, são os ambientais, seguidos dos topográficos e depois, dos normativos, demonstrando que as métricas de paisagem são um método eficiente de analisar a evolução urbana. Já o segundo artigo demonstrou que os mosaicos mensais do PS são eficientes para identificar diferentes tipos de uso e cobertura de terras. Além disso, são capazes de identificar as mudanças sazonais da cobertura do solo decorrentes das atividades agrícolas.

Palavras-Chave: urbanização, padrões espaciais, área urbana, vegetação, sensoriamento remoto, classificação.

ABSTRACT

Changes in land use affect ecosystems, generating impacts from local to global levels. These changes occur by both urban and rural expansions. In recent years, the magnitude of these impacts is becoming increasingly evident. The land occupation pattern in the Distrito Federal (DF) of Brazil is characterized by the presence of a large extension of consolidated and expanding urban areas, mainly from the beginning of the 1990s. Many of these expanding areas are irregular, composed by invasions and subsequent subdivisions of public areas for urban land speculation of areas originally intended for rural occupation. This disordered occupation has caused several negative environmental impacts. The objective of this study is to analyze the historical pattern of urban occupations in the DF, based on remote sensing data and identification of patterns, vectors, impacts, and trends. In addition, we evaluated a new remote sensing technology for identifying and monitoring the native vegetation and rural areas of the DF. This study consists of two chapters organized in the form of articles, with an introduction, methodology, results, discussions, and conclusions suitable for individual submission to scientific journals. The first chapter presents the spatial evolution of the urban area of the DF in the last sixty years, its main vectors, patterns, and impacts on the landscape. The second chapter presents an analysis of the potential of high spatial resolution, monthly mosaics acquired by the constellation of PlanetScope (PS) nanosatellites for discriminating different types of the vegetation cover in the Cerrado biome, having the DF as the case study. Thus, the first chapter focused on urban area while the second chapter emphasized rural area and native vegetation of the DF. The results of the first chapter showed that the DF is still in significant urban expansion, with no signs of decreasing. The main factors that direct the shape of the urban sprawl and limit its growth are the environmental, followed by the topographic, and then, the normative, demonstrating that landscape metrics are an efficient method of analyzing urban evolution. demonstrating that landscape metrics are an efficient method of analyzing urban evolution. The second article showed that the PS monthly mosaics are efficient to identify different types of land use and land cover classes. In addition, they are able to identify seasonal changes in land cover resulting from agricultural activities.

Keywords: urbanization, spatial patterns, urban area, vegetation, remote sensing, classification.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1.** Composição colorida RGB das bandas 4, 5 e 6 do satélite Landsat-8 OLI de 3 de janeiro de 2019 do Distrito Federal (A) e sua localização no Brasil e no bioma Cerrado (B) e no estado de Goiás (C).....24
- Figura 2.** Evolução temporal da mancha urbana do Distrito Federal no período 1960-2019.....26
- Figura 3.** Fluxograma da metodologia desenvolvida neste trabalho.....27
- Figura 4.** Expansão anual (A) e crescimento anualizado em diferentes períodos (B) da área urbana no Distrito Federal (DF).....31
- Figura 5.** Evolução temporal da densidade de borda e do índice de forma da paisagem (a) e evolução temporal do índice de maior fragmento e da densidade de fragmentos (b).....31
- Figura 6.** Evolução temporal da mancha urbana em função da declividade e geomorfologia (a) e em função dos limites de crescimento urbano vigentes em cada período analisado (b).....32
- Figura 7.** Evolução temporal da mancha urbana em função dos limites de crescimento urbano vigentes em cada período analisado.....33
- Figura 8.** Localização da mancha urbana do Distrito Federal em 2019 em termos de regiões hidrográficas.....34
- Figura 9.** Localização da mancha urbana do Distrito Federal em 2019 em termos de declividades.....35
- Figura 10.** Localização da mancha urbana do Distrito Federal em 2019 em termos de macrozonas do PDOT.....35
- Figura 11.** Ritmo de crescimento urbano do Distrito Federal em comparação à média nacional e países cujas cidades são consideradas maduras.....37
- Figura 12.** Mancha urbana e barreiras para o crescimento urbano do Distrito Federal. 40

CAPÍTULO 2

- Figura 1.** Fluxograma simplificado das etapas metodológicas seguidas neste trabalho.57

Figura 2. Mosaico de imagens Planet Scope, produzidas pelo NICFI, de abril de 2021 da ZEEDPSE no Distrito Federal (A) e sua localização no Brasil (B), no bioma Cerrado (C) e no estado de Goiás (D).....	59
Figura 3. Imagens obtidas por câmera embarcada em RPA a 100m de altura da vegetações reflorestamento (a), vegetação nativa florestal (b), vegetação nativa savânica (c), vegetação nativa campestre (d), cultura agrícola (e), e pastagem (f).....	60
Figura 4. Mosaicos mensais de composições de cores PlanetScope RGB das bandas 3 (vermelho), 2 (verde) e 1 (azul) da SZE, Distrito Federal, Brasil de abril de 2021 (A) e agosto de 2021 (B).....	65
Figura 5. Classificações das imagens PS a partir do Modelo 1 (a); Modelo 2 (b); Modelo 3 (c); Modelo 4 (d); Modelo 5 (e); Modelo 6 (f).....	66
Figura 6. Gráficos de VI das imagens PS a partir dos modelos 1 (A); 2 (B); 3 (C); 4 (D), 5 (E); e 6 (F). Em azul, dos dados de abril de 2021 e, em amarelo, os dados de agosto de 2021.....	68
Figura 7. Mapas de calor das diferenças das classificações a partir dos modelos 1 e 2 (a); 1 e 3 (b); 1 e 4 (c); 1 e 5 (d); 1 e 6 (e); 2 e 3 (f); 2 e 4 (g); 2 e 5 (h); 2 e 6 (i); 3 e 4 (j); 3 e 5 (k); 3 e 6 (l); 4 e 5 (m); 4 e 6 (n); e 5 e 6, expressas em pixels/ha.....	70

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Principais fontes de dados utilizados neste estudo.....28

Tabela 2. Descrição das métricas de paisagem utilizadas nesse estudo.....29

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Quantidade de amostras por classe de cobertura da terra.....61

Tabela 2. Descrição dos parâmetros de entrada derivados dos mosaicos mensais do PlanetScope para a classificação Random Forest, buscando a discriminação de diferentes tipos de vegetação na SZE do Distrito Federal.....62

Tabela 3. Percentual de área ocupada por cada classe em cada classificação realizada neste estudo.....67

Tabela 4. Resultados estatísticos das classificações RF apresentadas neste estudo.....69

Tabela 5. Similaridade entre as classificações, expressa em porcentagem.....71

Tabela 6. Índice Kappa entre as classificações.....71

Tabela 7. Adaptação das classes do índice Kappa para análise de similaridade entre classificações.....74

LISTA DE SIGLAS

ADASA - Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento do Distrito Federal

ANA - Agência Nacional de Águas.

CODEPLAN - Companhia de Planejamento do Distrito Federal

DF – Distrito Federal

ED - densidade de borda

GDF – Governo do Distrito Federal

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LPI - índice de maior fragmento

LSI - índice de forma

MDT - modelo digital de terreno

NDVI – Índice de diferença de vegetação normalizado

NICFI - Iniciativa Internacional do Clima e Florestas da Noruega

NIR – Infravermelho próximo

P - Número de fragmentos

PD - Densidade de fragmentos

PDOT - planos diretores de ordenamento territorial

PEOT - Plano Estrutural de Organização Territorial

PS - PlanetScope

RA – Região Administrativa

RF – Random Forest

RPA – Aeronave Remotamente Pilotada

SEDUH - Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Habitação

SIG - sistema de informações geográficas

SC – Similaridade de Classificações

SR – Sensoriamento remoto

UGB – Limites Urbanos de Crescimento

VI – Variável Importância

ZEE/DF - Zoneamento Ecológico-Econômico do DF

ZEEDPSE - Zona Ecológico-Econômica de Diversificação Produtiva e Serviços Ecosistêmicos

Sumário

CAPÍTULO 1	14
CONSIDERAÇÕES INICIAIS	14
CAPÍTULO 2	20
SESENTA ANOS DE OCUPAÇÃO URBANA DA CAPITAL DO BRASIL: PADRÕES, VETORES E IMPACTOS NA PAISAGEM,	20
2.1. Introdução	21
2.2. Material e Métodos.....	24
2.2.1. Área de Estudo	24
2.2.2. Aquisição, Organização e Pré-Processamento de Dados.....	28
2.3. Processamento e Análise de Dados	30
2.3. Resultados	31
2.4. Discussões	37
2.4.1. Ritmo e Morfologia do Crescimento	37
4.2. Vetores e Barreiras.....	39
2.4.3. Impactos da Urbanização	44
2.5. Conclusão	45
Referências.....	46
CAPÍTULO 3	53
IDENTIFICAÇÃO DE DIFERENTES TIPOS DE COBERTURAS VEGETAIS DO DISTRITO FEDERAL A PARTIR DE DADOS DO SATÉLITE PLANETSCOPE.....	53
3.1. Introdução.....	55
3.2. Materiais e Métodos	57
3.2.1. Área de Estudo	58
3.2.2. Aquisição de dados.....	59
Coletas de Campo	59
Imagens do satélite PlanetScope	61
3.2.3. Processamento de dados	62
3.2.4. Avaliação estatística dos resultados	63
3.3. Resultados	64
3.4. Discussão	69
3.4.1. Acurácia das classificações e aplicações dos dados PS	71
3.4.2. Diferenças entre as classificações	72
3.5. Conclusão	74
Referências.....	75
CAPÍTULO 4	80

CONSIDERAÇÕES FINAIS..... 80

CAPÍTULO 1

CONSIDERAÇÕES INICIAIS

1.1. Contextualização

As mudanças do uso do solo podem minar a capacidade dos ecossistemas de sustentar a produção de alimentos, manter os recursos florestais e de água doce, afetar a regulação a qualidade do ar e do clima e até favorecer o surgimento de doenças infecciosas (FOLEY et al., 2005). Diversos estudos já constataram forte relação entre expansão urbana e problemas socioambientais (e.g., DJORDJEVIĆ et al., 2011; HAASE et al., 2014; BARÓ et al., 2015). Porém, nas últimas décadas, a magnitude e os impactos das transformações urbanas planetárias tornaram-se cada vez mais evidentes para cientistas e formuladores de políticas públicas (MELCHIORRI et al., 2018). As áreas urbanas aumentaram em 2,5 vezes nos últimos quarenta anos, fazendo com que 55% da população mundial seja urbana (UNITED NATIONS, 2019). Por outro lado, a conversão de áreas nativas para atividades agropecuárias é o principal vetor de perda de vegetação nativa (CURTIS et al., 2018).

A literatura especializada indica que a expansão urbana ocorre principalmente pela conversão de áreas rurais, havendo menor conversão de áreas de vegetação natural (CARLSON e ARTHUR, 2000; ROBINSON et al., 2005; GRIFFITHS et al., 2010; GOUNARIDIS et al., 2018). A expansão urbana tradicional apresenta um padrão de criação de áreas residenciais de baixa densidade e crescimento comercial em faixas ao longo de rodovias. Esse padrão tem mudado para uma expansão suburbana, que ocupa mais espaço e tem efeitos negativos significativos na terra e seus recursos naturais, causando perdas de florestas, áreas agrícolas e áreas úmidas (ROBINSON et al., 2005). Entretanto, a velocidade e o tamanho do desenvolvimento espacial e demográfico possuem diferentes padrões nas diferentes regiões do globo (MELCHIORRI et al., 2018). Enquanto as cidades europeias e americanas estão em um processo de estabilização, as cidades latino-americanas apresentam processo acelerado de crescimento urbano (UNITED NATIONS, 2019). Essa realidade também se estende ao Brasil.

O Cerrado tem sofrido significativas mudanças nas últimas quatro décadas. Estudos indicam que 80% da vegetação natural do Cerrado já foi alterada de alguma forma (JEPSON, 2005) e menos da metade da área do bioma ainda mantém vegetação natural (MMA, 2015). A expansão urbana nesse bioma também tem ameaçado a

qualidade dos serviços ecossistêmicos. No coração desse bioma, o Distrito Federal (DF) apresenta uma extensão relativamente grande de áreas urbanas consolidadas e em expansão, principalmente a partir do início da década de 1990 (CODEPLAN, 2019). Muitas dessas áreas em expansão são irregulares, notadamente, invasões de áreas públicas e parcelamentos para fins urbanos de áreas originalmente destinadas para ocupação rural. O crescimento urbano desordenado é indicado como um grande problema de degradação ambiental (FREITAS, 2017).

Neves et al. (2017) indicaram que o relevo influencia a ocupação do território, porém, não indicaram o caso específico da ocupação urbana, tampouco outros fatores da paisagem que influenciam esse processo. Para uma compreensão mais precisa da cobertura da terra, é necessário o emprego de limites naturais (FURRIER e GONZALES, 2015). Entretanto, não só os fatores fisiográficos influenciam na ocupação do território. As normas de ordenamento também possuem papel fundamental. No caso do DF, historicamente, muitas vezes o ordenamento territorial veio apenas após a ocupação irregular do território, não cumprindo sua função de planejamento e sim de remediação ou gestão (FONTOURA, 2013; SEVERO, 2014). A hipótese sustentada no presente trabalho é que as ocupações urbanas irregulares estão ocorrendo principalmente em áreas destinadas à concessão pública para uso rural, com parcelamento dessas glebas e adensamento de ocupações.

Recursos tecnológicos como sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas (SIG) permitem analisar o processo de urbanização com detalhes sem precedentes (MELCHIORRI et al., 2018). A possibilidade de integração de diversas fontes de dados de sensoriamento remoto (multiespectral, radar, aerolevantamentos, entre outros) permite melhorar o desempenho da classificação de materiais presentes na superfície terrestre (GOMEZ-CHOVA, 2015).

Apesar de o DF possuir um bom acervo de informações cartográficas e de uso do solo, ainda não se sabe com clareza quais são os aspectos fisiográficos e políticos que direcionam a urbanização e as ocupações irregulares nesse território, bem com a relação entre esses fatores. Grandes lacunas de dados permanecem em diversas áreas de desenvolvimento, incluindo áreas urbanas. Dados de baixa qualidade e desatualizados e a indisponibilidade de dados desagregados estão entre os principais desafios (CASTRO et al., 2019), bem como a combinação de imagens de diferentes resoluções espaciais. Para compreender o processo de urbanização do DF e descobrir seus principais vetores, é fundamental a combinação das diversas fontes de dados geoespaciais existentes desde a

década de 1960 até os dias atuais. O sensoriamento remoto e o SIG são ferramentas chave para essa abordagem.

A produção de conhecimento científico sobre a evolução do uso e ocupação da terra do DF revela-se de grande importância para o processo de tomada de decisão para a definição de políticas públicas de ordenamento territorial. Além disso, a identificação de fatores que causam as ocupações urbanas irregulares e a compreensão de sua dinâmica de expansão e consolidação podem ajudar na prevenção, controle e combate ao uso inapropriado do solo. Da mesma maneira, a incorporação de novas tecnologias no monitoramento da vegetação e do uso do solo podem dar um salto qualitativo na conservação e uso sustentável do bioma Cerrado.

A melhoria das resoluções espacial e temporal dos sensores remotos (eg. PLANET, 2022) pode trazer ganhos ao monitoramento ambiental tanto quanto à acurácia, quanto à periodicidade. Além da evolução na qualidade dos dados, verifica-se a evolução nos métodos de análise e classificação, principalmente na área de aprendizado de máquina (MACARRINGUE et al., 2022). Porém ainda há a necessidade da comprovação dessas melhorias por meio de pesquisas de exploração do potencial desses novos sensores e métodos.

O avanço científico alcançado com esta tese buscou, também, corroborar com os dezessete objetivos do desenvolvimento sustentável previstos na Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (UNITED NATIONS, 2015), em especial os objetivos 11 (cidades e comunidades sustentáveis) e 15 (vida terrestre).

1.2. Objetivos

O objetivo geral desta tese foi analisar a evolução espaço-temporal da ocupação da terra no DF, a partir de dados de sensoriamento remoto multiplataforma, identificando os principais fatores fisiográficos e político-administrativos que moldaram essa ocupação, bem como analisar o potencial de novas tecnologias de sensoriamento remoto na identificação de feições de vegetação, como suporte ao monitoramento ambiental.

Os objetivos específicos deste trabalho são:

- Analisar o padrão histórico das ocupações urbanas do DF, relacionando com as características fisiográficas da paisagem e com as normas de ordenamento territorial vigentes desde 1960 até a presente data.

- Avaliar o potencial do uso de nanosatélites na identificação de diferentes tipos de cobertura vegetal e sua dinâmica sazonal em função do clima e aspectos agrícolas.

Referências

BARÓ, F.; HAASE, D.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; FRANTZESKAKI, N. Mismatches between ecosystem services supply and demand in urban areas: A quantitative assessment in five European cities. **Ecological Indicators**, v. 55, p. 146-158, 2015.

CARLSON, T. N.; ARTHUR, S. T. The impact of land use-land cover changes due to urbanization on surface microclimate and hydrology: A satellite perspective. **Global and Planetary Change**, v. 25, p. 49–65, 2020.

CASTRO, K. B.; ROIG, H. L.; NEUMANN, M. R. B.; ROSSI, M. S.; SERAPHIM, A. P. A. C. C.; RÉQUIA JÚNIOR, W. J.; COSTA, A. B. B.; HOFER, R. New perspectives in land use mapping based on urban morphology: A case study of the Federal District, Brazil. **Land Use Policy**, v. 87, 104032, 2019.

COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL (CODEPLAN). **Pesquisa distrital por amostra de domicílios – PDAD 2018**. Brasília: CODEPLAN, 2019, 115 p.

CURTIS, P. G.; SLAY, C. M.; HARRYS, N. L.; TYUKAVINA, A.; HANSEN, M. C. Classifying drivers of global forest loss. **Science**, v. 361, p. 1108-1111, 2018.

DJORDJEVIĆ, S.; BUTLER, D.; GOURBESVILLE, P.; MARK, O.; PASCHE, E. New policies to deal with climate change and other drivers impacting on resilience to flooding in urban areas: the CORFU approach. **Environmental Science and Policy**, v. 14, n. 7, p. 864-873, 2011.

FOLEY, A. J.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, T. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

FONTOURA, L. N. J. Planejamento urbano-ambiental: O uso e ocupação do solo no Distrito Federal. **Revista On-line IPOG Especialize**, v. 1, n. 5, 2013.

FREITAS, C. F. S. Regulações territoriais e expansão urbana informal: É possível preservar e incluir? **Paranoá**, v. 19, 2017.

FURRIER, M.; GONZÁLEZ, C. C. M. Caracterización geomorfológica y su relación con el uso y ocupación del suelo en la porción central del litoral del Estado de Paraíba – Brasil. **Revista Entorno Geográfico**, n. 11, p. 176-193, 2015.

GOMEZ-CHOVA, L.; TUIA, D.; MOSER, G.; CAMPS-VALLS, G. Multimodal classification of remote sensing images: A review and future directions. **Proceedings of the IEEE**, v. 103, n. 9, p. 1560-1584, 2015.

GOUNARIDIS, D.; SYMEONAKIS, E.; CHORIANOPOULOS, I.; KOUKOULAS, S. Incorporating density in spatiotemporal land use/cover change patterns: The case of Attica, Greece. **Remote Sensing**, v. 10, 1034, 2018.

GRIFFITHS, P.; HOSTERT, P.; GRUEBNER, O.; VAN DER LINDEN, S. Mapping megacity growth with multi-sensor data. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, p. 426–439, 2010.

HAASE, D.; LARONDELLE, N.; ANDERSSON, E.; ARTMANN, M.; BORGSTRÖM, S.; BREUSTE, J.; GOMEZ-BAGGETHUN, E.; GREN, A.; HAMSTEAD, Z.; HANSEN, R.; KABISCH, N.; KREMER, P.; LANGEMEYER, J.; RALL, E.; MCPHEARSON, T.; PAULEIT, S.; QURESHI, S.; SCHWARZ, N.; VOIGT, A.; WURSTER, D.; ELMQVIST, T. A Quantitative review of urban ecosystem service assessments: Concepts, models, and implementation. **Ambio**, v. 43, p. 413-433, 2014.

JEPSON, W. A disappearing biome? Reconsidering land-cover change in the Brazilian savanna. **The Geographical Journal**, v.171, n. 2, p. 99–111, 2005.

MACARRINGUE, L. S.; BOLFE, E. L.; PEREIRA, P. R. M. Developments in land use and land cover classification techniques in remote sensing: A review. **Journal of Geographic Information System**, v. 14, p. 1-28, 2022.

MELCHIORRI, M.; FIORCZYK, A. J.; FREIRE, S.; SCHIAVINA, M.; PESARESI, M.; KEMPER, T. Unveiling 25 years of planetary urbanization with remote sensing: Perspectives from the global human settlement layer. **Remote Sensing**, v. 10, 768, 2018.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Mapeamento do uso e cobertura do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado 2013**. Brasília, 2015, 67 p.

NEVES, G.; SENA-SOUZA, J. P.; VASCONCELOS, V.; MARTINS, E. S.; COUTO JÚNIOR, A. F. C. Dinâmica da cobertura da terra do Distrito Federal dentro de suas unidades geomorfológicas. **Sociedade & Natureza**, v. 29, n. 3, p. 383-396, 2017.

PLANET. **Planet imagery product specifications**. 2022. Disponível em: https://assets.pla/net.com/docs/Planet_Combined_Imagery_Product_Specs_letter_scren.pdf. Acesso em: 08 fev, 2023.

ROBINSON, L.; NEWELL, J. P.; MARZLUFF, J. M. Twenty-five years of sprawl in the Seattle region: Growth management responses and implications for conservation. **Landscape and Urban Planning**, v. 71, p. 51–72, 2005.

SEVERO, D. S. **Planejamento urbano no Distrito Federal: O caso de Ceilândia**. Monografia. Instituto de Ciências Humanas, Departamento de Geografia, Universidade de Brasília, Brasília. 2014, 73 p.

UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs. **Population Division World Urbanization Prospects: The 2018 Revision.** ST/ESA/SER.A/420, Nova York, 2019. Disponível em: <https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-Report.pdf> Acesso em: 15 junho 2020.

UNITED NATIONS. Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development. A/RES/70/1. 2015. Disponível em: <https://sdgs.un.org/publications/transforming-our-world-2030-agenda-sustainable-development-17981> Acesso em: 29 julho 2023

CAPÍTULO 2

SESSENTA ANOS DE OCUPAÇÃO URBANA DA CAPITAL DO BRASIL: PADRÕES, VETORES E IMPACTOS NA PAISAGEM^{1,2}

Giancarlo Brugnara Chelotti^a; Edson Eyji Sano^b

^a Universidade de Brasília, Área Universitária n.º 1 Vila Nossa Senhora de Fátima - CEP 73300-000, Planaltina, DF E-mail: giancarlo.chelotti@gmail.com

^b Embrapa Cerrados, BR-020 km 18, CEP: 73301-970, Planaltina, DF E-mail: edson.sano@embrapa.br

Resumo

As populações urbanas são responsáveis por significativos impactos ambientais locais e globais. A velocidade e forma com que a urbanização ocorre variam de região para região. Apesar de a América Latina estar com um ritmo de urbanização mais acelerado que a média mundial, os seus padrões espaciais e as forças que direcionam esses fenômenos são pouco conhecidos. O objetivo deste trabalho foi analisar o padrão espacial da expansão urbana do Distrito Federal (DF), seus principais vetores e impactos na paisagem no período 1960–2019. As manchas urbanas foram obtidas por meio de fotointerpretação de aerolevantamentos fotogramétricos realizados pelo Governo do Distrito Federal nas décadas de 1960 a 2019. A análise da dinâmica da mancha urbana no DF foi complementada com dados de declividade, relevo e risco ecológico, este último estimado com base nas normas de limites urbanos de crescimento, além de métricas da paisagem baseadas em fragmentos. Foi observada uma taxa média anual de crescimento de urbanização de 12 km² ano⁻¹, aumentando para 20 km² ano⁻¹ a partir de 2013. Resultados indicaram ainda que a expansão da mancha urbana ocorre em ciclos de fragmentação e adensamento, sendo que o período com maior crescimento e fragmentação foi o de

¹ Esse texto foi vencedor do VI Prêmio CODEPLAN de Trabalhos Técnico-Científicos, em 2020 e publicado no periódico interno Texto para Discussão nº 73/2021 ISSN 2446-7502. Disponível em: <https://www.codeplan.df.gov.br/vi-premio-codeplan-de-trabalhos-tecnico-cientificos/> Acesso em: 17/5/2023

² Os resultados científicos deste capítulo, com foco maior em métricas de paisagem, foram publicados em CHELOTTI, G. B.; SANO, E. E. Sessenta anos de evolução urbana do Distrito Federal analisada por meio de métricas de paisagem. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, [S. l.], v. 12, n. 1, e10279, 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.59306/rgsa.v12e12023e10279>

2013–2019. As declividades acima de 30% e as normas de limites urbanos de crescimentos referentes a áreas ambientalmente protegidas têm exercido forte influência no direcionamento do crescimento da mancha urbana, entretanto, há uma grande perda de eficiência dos instrumentos governamentais a partir de 2013.

Palavras-chave: urbanização, métricas da paisagem, padrões espaciais, área urbana.

Abstract

Urban populations are responsible for significant local and global environmental impacts. The speed and the way urbanization occur vary from region to region. Although Latin America has a faster urbanization rate than the world average, its spatial patterns and the forces driving these phenomena are little known. The objective of this study was to analyze the spatial pattern of urban expansion in the Federal District (DF) of Brazil, its main vectors and impacts on the landscape in the period 1960–2019. Urban area delimitations were obtained through photointerpretation of aerial photos acquired by the Government of the Federal District in the 1960s to 2010s. The analysis of the dynamics of urban area growth was complemented with data on slope, topography, and ecological risk, the latter estimated based on the rules of urban growth limitations, as well as on landscape metrics of fragments. We found an annual average rate of 12 km² year⁻¹ of urbanization growth, increasing to 20 km² year⁻¹ after 2013. Results also indicated that the expansion of the urban area occurs in cycles of fragmentation and densification, with the highest growth and fragmentation found in the period 2013–2019. Slopes above 30% and the rules of urban growth limits related to the environmentally protected areas have a strong influence in reducing the spread of urban area in the DF. However, we noted a high loss of efficiency of government instruments since 2013.

Keywords: urbanization, landscape metrics, spatial patterns, urban area

2.1. Introdução

O mundo vem se urbanizando rapidamente. A população urbana mundial passou de 30% em 1950 para 55% em 2018, representando 4,2 bilhões de pessoas (UNITED NATIONS, 2019) e deve continuar aumentando. A maior parte desse aumento deve ocorrer em regiões urbanizadas de países em desenvolvimento, como China, Índia,

México e Brasil (UNITED NATIONS, 2013). O crescimento urbano é impulsionado principalmente pelo aumento geral da população, projetado para adicionar 2,5 bilhões de pessoas à população urbana do mundo até 2050 e está relacionado com as três dimensões do desenvolvimento sustentável: o econômico, o social e o ambiental (UNITED NATIONS, 2019).

Diversos estudos já constataram forte relação entre expansão urbana e problemas socioambientais (DJORDJEVIĆ et al., 2011; HAASE et al., 2014; BARÓ et al., 2015). Porém, nas últimas décadas, a magnitude e os impactos das transformações urbanas planetárias tornaram-se cada vez mais evidentes para cientistas e formuladores de políticas (HEPINSTALL-CYMERMAN et al., 2013; MELCHIORRI et al., 2018). Um exemplo disso é o fato de as áreas urbanas contribuírem com 70% da emissão global de CO₂ (GURNEY et al., 2015). Dentre os impactos ambientais decorrentes da urbanização, há a formação de ilhas de calor (ZHANG et al., 2013), impermeabilização do solo (HEPINSTALL-CYMERMAN et al., 2013), redução e fragmentação da vegetação (RODRIGUEZ et al., 2019) e poluição hídrica e atmosférica (McDONALD et al., 2010; JI et al., 2017).

De maneira geral, a velocidade da urbanização mundial apresenta uma curva de crescimento em formato sigmoide (UNITED NATIONS, 2019), indicando um crescimento inicial exponencial, seguido por uma desaceleração, conforme ocorre a saturação, e posterior conclusão do crescimento na maturidade (SHIELDS et al., 2018). Diversos estudos têm indicado que a expansão urbana ocorre principalmente pela conversão de áreas rurais e, em menor proporção, pela conversão de áreas de vegetação natural (CARLSON e ARTHUR, 2000; ROBINSON et al., 2005; GRIFFITHS et al., 2010; HEPINSTALL-CYMERMAN et al., 2013; GOUNARIDIS et al., 2018). A literatura indica ainda que as altas declividades e altitudes são fatores de restrição da expansão urbana (LI et al., 2013; 2018). Fatores socioeconômicos como população, renda e distância dos centros urbanos também influenciam o padrão espacial da urbanização (LI et al., 2013, 2018; JI et al., 2017).

Entretanto, a velocidade e o tamanho do desenvolvimento espacial e demográfico variam conforme as diferentes regiões do globo (MELCHIORRI et al., 2018). Essas variações levantam a questão do porquê algumas regiões urbanizam mais rápido que outras (UNITED NATIONS, 2019). A maior parte dos estudos sobre esse tema concentra-se em cidades do Hemisfério Norte com mais de 10 milhões de habitantes, enquanto os padrões espaciais da urbanização na América do Sul são pouco conhecidos. A América

Latina e o Caribe, por exemplo, têm-se urbanizado com relativa rapidez, onde 81% da população residem em áreas urbanas. No Brasil, esse percentual é de 87%, porém, verifica-se uma desaceleração desde a década de 1990 (UNITED NATIONS, 2019).

À medida que a urbanização aumenta, o desenvolvimento sustentável depende cada vez mais da gestão bem-sucedida do crescimento urbano, especialmente em países de baixa renda, onde o ritmo da urbanização é projetado para ser o mais rápido (UNITED NATIONS, 2019). A Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável possui, como um dos seus 17 objetivos, a sustentabilidade das cidades e comunidades (UNITED NATIONS, 2015). Compreender as principais tendências da urbanização que irão se desdobrar nos próximos anos é crucial para a implementação dessa agenda, incluindo os esforços para forjar um novo quadro de desenvolvimento urbano (UNITED NATIONS, 2019).

Uma das ferramentas de gestão urbana mais amplamente utilizadas são os limites de crescimento urbano (UGB) que consistem em aplicação de zoneamentos, concessão e controle de licenças e outros regulamentos de uso da terra, demarcando os usos urbanos e rurais para conter o desenvolvimento urbano dentro de limites predefinidos (PENDALL et al., 2002). Entretanto, os resultados empíricos da eficácia das UGB têm sido divergentes (HEPINSTALL-CYMERMAN et al., 2013).

Além das ferramentas normativas, a evolução tecnológica constante do sensoriamento remoto e das técnicas de análise da paisagem permitem analisar processos de urbanização com níveis de detalhamento sem precedentes (MELCHIORRI et al., 2018). Atualmente, é possível integrar diversas fontes de dados para melhorar o desempenho da classificação e análise da superfície terrestre (GOMEZ-CHOVA, 2015) ou combinar dados de sensoriamento remoto com análise de padrões de paisagem e sistemas de informações geográficas (SIG) para fornecer uma abordagem poderosa para testar teorias morfológicas urbanas (WUA et al., 2011).

As métricas de paisagem são ferramentas importantes na análise de padrões espaciais (FONSECA et al., 2013), permitindo obtenção de informações quanto à expansão, fragmentação, adensamento, forma, conectividade da paisagem analisada, entre outros. Essas métricas são amplamente utilizadas para análise de paisagens naturais (BEZERRA et al., 2011; HENTZ et al., 2015; SANTOS et al., 2017) e agrícolas (SOARES et al., 2008; PAULA et al., 2019), porém, também possuem grande potencial para análise de áreas urbanas, apontando, por exemplo, futuras expansões urbanas e

vocações dos fragmentos de uso do solo (SCHNEIDER e WOODCOCK, 2007; HEPINSTALL-CYMERMAN et al., 2013; DA ROCHA et al., 2016).

No coração do bioma Cerrado, o Distrito Federal (DF) foi fundado em 1960 para ser a nova capital do Brasil. A cidade, originalmente planejada, passou a ter problemas de urbanização típicos das cidades não planejadas, tais como o surgimento de ocupações urbanas irregulares e favelas e escassez de recursos hídricos (REQUIA et al., 2016; CHELOTTI et al., 2019), especialmente a partir da década de 1990.

Apesar de o DF possuir um bom acervo de informações cartográficas e de uso do solo, ainda não se sabe com clareza quais são as forças que direcionam as ocupações urbanas no seu território. Grandes lacunas de dados permanecem em diversas áreas de desenvolvimento, incluindo áreas urbanas. Dados de baixa qualidade, desatualizados e a indisponibilidade de dados desagregados estão entre os principais desafios (CASTRO et al., 2019), bem como a combinação de imagens de diferentes resoluções espaciais. Neves et al. (2018) indicaram que o relevo influencia a ocupação do DF, porém, não trataram do caso específico da ocupação urbana tampouco outros fatores da paisagem que influenciam esse processo.

Não só os fatores fisiográficos influenciam na ocupação do território. As normas de ordenamento também possuem papel fundamental. No caso do DF, historicamente, muitas vezes o ordenamento territorial veio apenas após a ocupação irregular do território, não cumprindo a sua função de planejamento e sim de remediação ou gestão (FONTOURA, 2013; SEVERO, 2014).

Dentro deste contexto, o objetivo deste trabalho é analisar o padrão espacial da expansão urbana no DF, seus principais vetores e impactos na paisagem no período 1960-2019, avaliando a eficácia das normas de UGB vigentes nesse período.

2.2. Material e Métodos

2.2.1. Área de Estudo

O DF é a unidade federativa onde se encontra a capital do Brasil, foi fundada em 1960 e está inserida na região central do Brasil, entre os paralelos 15° 30' S e 16° 03' S e os meridianos 47° 25' O e 48° 12' O, ocupando uma área de 5.783 km² (Figura 1). O DF engloba sete bacias hidrográficas que abastecem três regiões hidrográficas brasileiras: Paraná, São Francisco e Tocantins-Araguaia. A rede de drenagem do DF é composta de

rios, em sua maioria, perenes, havendo ainda três grandes reservatórios artificiais: Descoberto, Paranoá e Santa Maria (CODEPLAN, 2017).

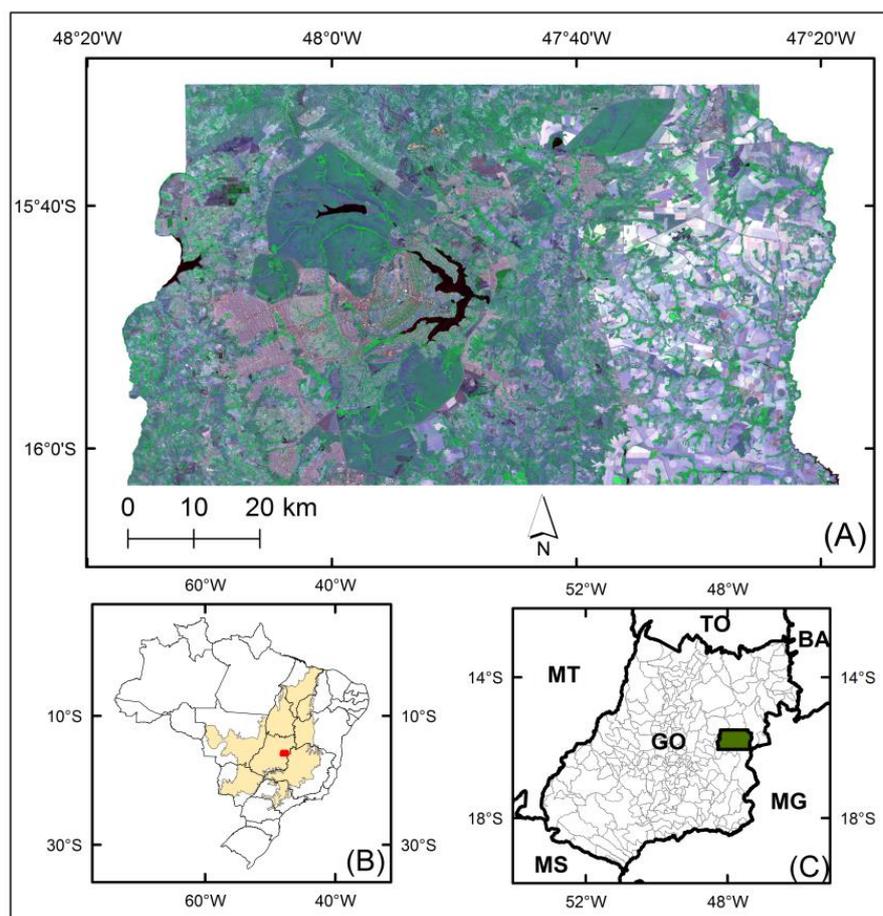


Figura 1. Composição colorida RGB das bandas 4, 5 e 6 do satélite Landsat-8 OLI de 3 de janeiro de 2019 do Distrito Federal (A) e sua localização no Brasil e no bioma Cerrado (B) e no estado de Goiás (C).

O DF está inserido na ecorregião do Planalto Central, caracterizada por acentuada complexidade geomorfológica, com altitudes variando entre 950 m ao longo dos rios principais e 1.400 m no Planalto (NEVES et al., 2018). Nesta unidade federativa, predominam as rampas de colúvio, ocupando 49,6% do território, caracterizadas por regiões planas (1% a 5% de declividade) e altitude entre 950 m 1.050 m; as chapadas, regiões mais altas e planas, com altitude variando entre 1.100 m e 1.200 m e declividade média de 5%, as quais ocupam 24,8% do território; e as colinas, que correspondem a regiões com relevo mais acidentado e altitudes mais baixas (900 m, em média), ocupando 12% do território (NEVES et al., 2018).

O DF é o menor território autônomo do Brasil que, por determinação constitucional, não pode ser dividido em municípios. É formado pela capital federal

(Brasília) e suas regiões administrativas (RAs). A construção da cidade foi precedida de um concurso para eleger o melhor projeto urbanístico e teve suas obras iniciadas em 1956 (BRASIL, 1956). Brasília foi inaugurada em 21 de abril de 1960 com projeto urbanístico produzido por Lúcio Costa e arquitetura de Oscar Niemayer. Além da área compreendida no projeto urbanístico original, o DF incorporou as cidades de Planaltina e Brazlândia, antes pertencentes ao estado do Goiás (BRASIL, 1956).

Já antes de sua fundação, dois núcleos urbanos surgiram para abrigar os operários da construção da nova capital: Taguatinga e Gama. Em 1964, a área urbana ocupava pouco mais de 1% do território do DF, enquanto as áreas naturais correspondiam a 97% do território (ANJOS et al., 2002).

Em decorrência de intenso fluxo de imigração, o DF foi dividido em oito regiões administrativas (RAs): Brasília, Brazlândia, Gama, Jardim, Paranoá, Planaltina, Sobradinho e Taguatinga (BRASIL, 1964). Em 1978, houve a necessidade de ordenamento da rápida expansão urbana, com a publicação do Plano Estrutural de Organização Territorial (PEOT), primeira norma de UGB do DF e que ampliou o número de RAs para doze (DISTRITO FEDERAL, 1978). Entre 1985 e 2012, foram elaborados diversos planos diretores de ordenamento territorial (PDOT) visando controlar a expansão urbana (DISTRITO FEDERAL, 1992, 1997, 2009). Esses planos estavam mais preocupados em consolidar a ocupação desordenada do passado do que ordenar a ocupação urbana futura (FONTOURA, 2013; SEVERO, 2014).

Originalmente planejada para 700 mil habitantes, o DF possui atualmente quase três milhões de habitantes, mais de 30 RAs e sofre com os mesmos problemas presentes em outras grandes metrópoles, tais como crescimento desordenado, favelização, poluição ambiental, fragmentação da vegetação, desabastecimento de água e problemas de mobilidade (NUNES e ROIG, 2015; REQUIA et al., 2016; CHELOTTI et al., 2019; CODEPLAN, 2019). Em 2015, menos de 50% do território do DF correspondia a áreas naturais (NEVES et al., 2018). A Figura 2 apresenta a evolução temporal da mancha urbana no DF entre 1960 e 2019, passando de 23 km² em 1960 para 709 km² em 2019. O crescimento urbano apresentou uma tendência de expansão preferencial da parte central do DF para a direção sudoeste e, em menor extensão, da parte central para a direção nordeste.

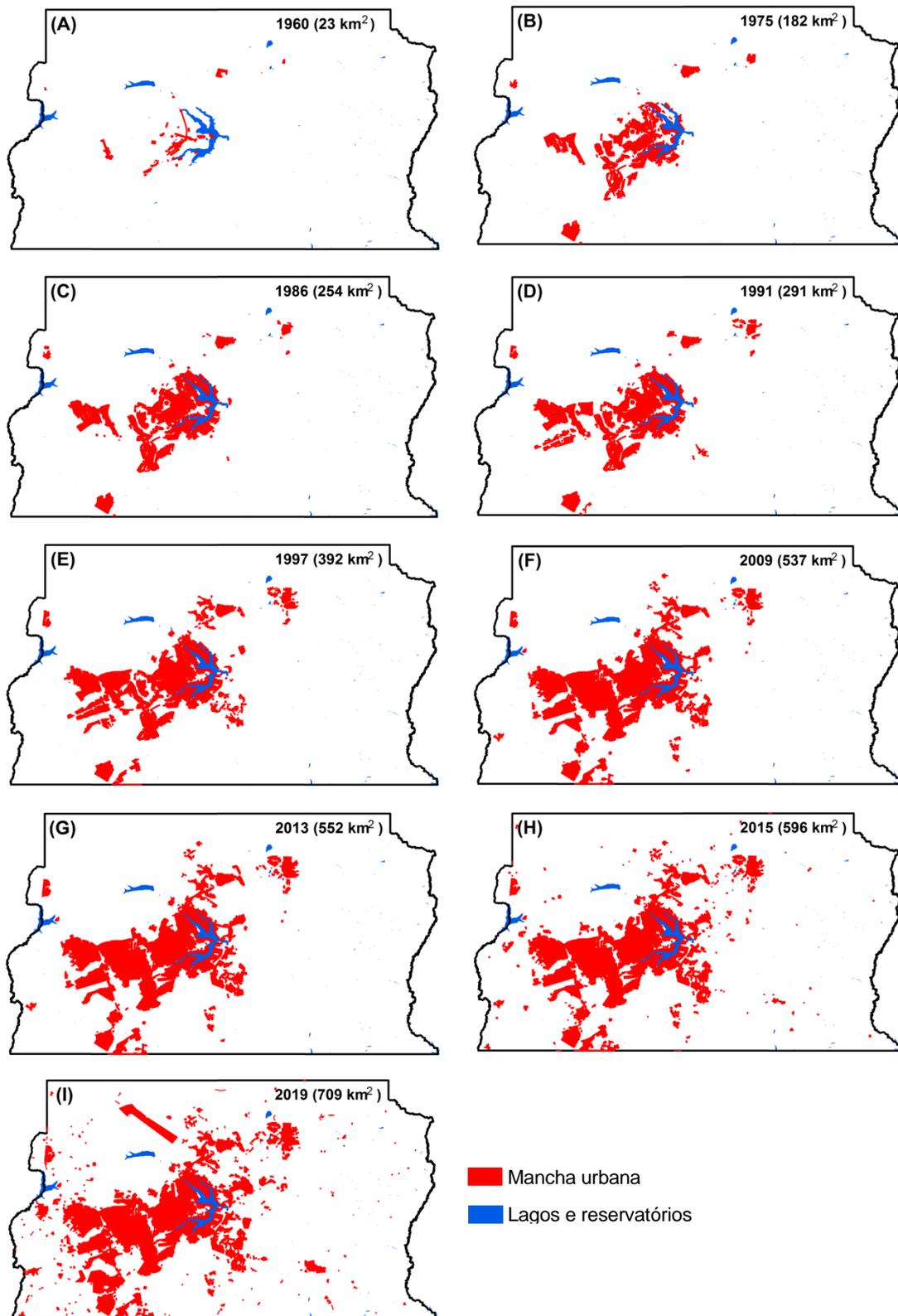


Figura 2. Evolução temporal da mancha urbana do Distrito Federal no período 1960-2019. Fonte de dados: GDF (2019a).

2.2.2. Aquisição, Organização e Pré-Processamento de Dados

A metodologia aplicada no presente estudo seguiu o fluxograma apresentado na Figura 3. Para a análise dos padrões espaciais de urbanização, foram utilizados os dados de mancha urbana produzidos pela Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Habitação (SEDUH) do Governo do Distrito Federal (GDF), os quais foram gerados por fotointerpretação de aerolevantamentos e imagens orbitais (DISTRITO FEDERAL, 2019a). Esses dados consideram, como mancha urbana, toda área onde ocorrem ocupações com características urbanas, tais como alto grau de impermeabilização do solo, alta densidade demográfica e presença de infraestrutura de vias de circulação, independentemente da zona do PDOT a qual a área está submetida. Além disso, não há classificação quanto à sua densidade, separando apenas o tecido urbano do não urbano.

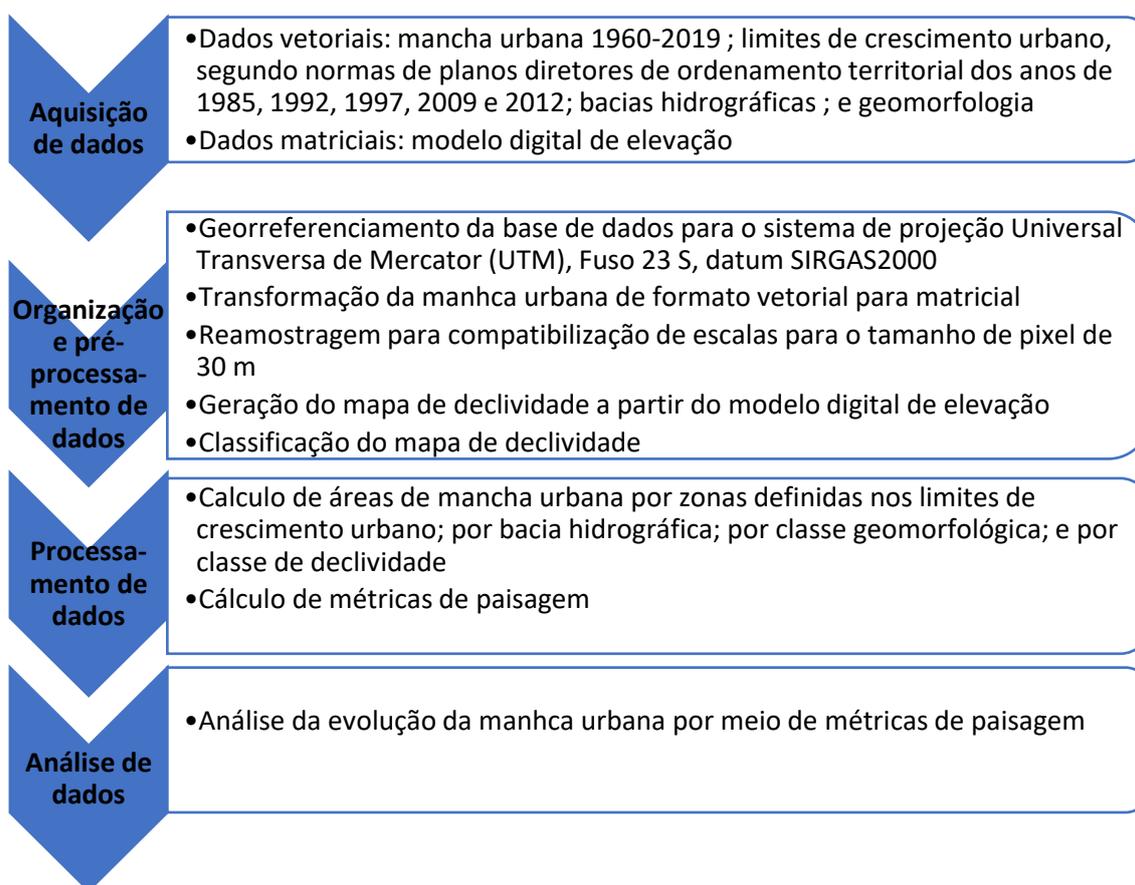


Figura 3. Fluxograma da metodologia desenvolvida neste trabalho.

Foram selecionados os anos de 1960, 1975, 1986, 1991, 1997, 2009, 2012, 2015 e 2019, por serem os anos da fundação de Brasília e de publicações de leis de regulação de uso do solo e seus respectivos mapas, ou o mais próximo possível dessas datas,

considerando as informações cartográficas disponíveis, com exceção das duas últimas datas, que foram utilizadas para verificar o cumprimento e eficiência da norma de UGB atualmente vigente (DISTRITO FEDERAL, 2012).

As manchas urbanas em formato vetorial (shapefile) foram convertidas para o formato matricial (raster) e reamostradas para tamanho de pixel de 30 m para compatibilização com as escalas dos demais dados cartográficos utilizados. A mancha urbana de cada ano foi comparada com os mapas de ordenamento territorial (UGB) de cada período analisado, produzido pelas suas respectivas leis; com os elementos da paisagem (declividade, altimetria e geomorfologia); bacias hidrográficas e com os mapas de risco ecológico. A Tabela 1 apresenta os tipos dados utilizados nesse estudo e suas respectivas fontes.

Tabela 1. Principais fontes de dados utilizados neste estudo.

Dado	Fonte	Forma de obtenção pela fonte	Escala/Resolução Espacial
Mancha urbana	SEDUH (2019b)	Fotointerpretação de aerolevantamentos e imagens orbitais	1:20.000
Mapas de ordenamento territorial	DISTRITO FEDERAL (1977, 1985, 1992, 1997, 2009, 2012)	Zoneamento por critérios geopolíticos	
Modelo digital de terreno (MDT)	TERRACAP (2009)	Aerolevantamento a laser	5 m
Geomorfologia	Neves et al. (2018)	<i>Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)</i>	30 m
Bacias hidrográficas	ADASA (2016)	Gerado a partir do MDT obtido pela TERRACAP (2009)	1:10.000
Risco ecológico de perda de área de recarga de aquífero	DISTRITO FEDERAL (2017)	Cruzamento de informações geológicas e hidrogeológicas	1:100.000
Risco ecológico de perda de solo por erosão	DISTRITO FEDERAL (2017)	Cruzamento de informações geológicas e geomorfológicas	1:100.000
Risco ecológico de contaminação do subsolo	DISTRITO FEDERAL (2017)	Cruzamento de informações geológicas e hidrogeológicas	1:100.000
Risco ecológico de perda de áreas remanescentes de Cerrado nativo	DISTRITO FEDERAL (2017)	Classificação supervisionada de imagem Landsat de 2010, revisada a partir de levantamento aerofotogramétrico de 2013	1:100.000

A altimetria foi obtida pelo modelo digital de terreno (MDT) produzido a partir de aerolevanteamento a laser (TERRACAP, 2009), sendo também reamostrado para 30 m. A partir desse MDT, foi gerado o mapa de declividade em ambiente SIG, contendo três classes temáticas: 0 - 10%; 10 - 30%; e > 30%. Os intervalos de cada classe correspondem às classes previstas na legislação brasileira sobre urbanização (BRASIL, 1979). Para a comparação com a geomorfologia, foi utilizado o mapa geomorfológico gerado por Neves et al. (2018). Os mapas de risco ecológico foram obtidos pelo Zoneamento Ecológico-Econômico do DF (ZEE/DF) (DISTRITO FEDERAL, 2017).

2.3. Processamento e Análise de Dados

A partir dos mapas de manchas urbanas, foi calculada a evolução urbana em área e percentual ao longo do período analisado. Para cada data, também foram calculadas métricas de paisagem baseadas em fragmentos. A Tabela 2 apresenta as métricas utilizadas neste trabalho e suas respectivas descrições.

Tabela 2. Descrição das métricas de paisagem utilizadas nesse estudo.

Métrica de Paisagem	Descrição	Fórmula
Número de fragmentos (P)	Número de fragmentos na paisagem	$P = \sum p$
Densidade de fragmentos (PD)	Número de fragmentos por km ²	$PD = P/A$
Densidade de borda (ED)	Somatório do comprimento (m) das bordas de todos os fragmentos/área total (m ²) da paisagem	$ED = \frac{\sum_{p=1} e_p}{A} * 10000$
Índice de maior fragmento (LPI)	Área do maior fragmento/área urbana total	$LPI = \frac{a_{maxp}}{A} * 100$
Índice de forma (LSI)	Complexidade da forma dos fragmentos pela razão padronizada entre perímetro e área.	$LSI = \frac{0,25 * \sum_{e=1}^n e_p}{\sqrt{A}}$

Onde: p = fragmento; A = área total da paisagem; a_p = área de determinado fragmento; a_{maxp} = área do maior fragmento; e_p = perímetro do fragmento. Fonte: adaptado de McGARIGAL et al. (2012) e JUNG (2016).

As métricas de paisagem quantificam as dimensões e mensuram a distribuição espacial das manchas, avaliando tanto o fragmento individualmente como a estrutura geral da área e o papel de cada fragmento no conjunto (ROCHA et al., 2016). Essas

métricas refletem a configuração espacial da urbanização e seus padrões de forma, dispersão, fragmentação, agregação e conectividade das áreas urbanas. Para cada uma dessas características, existe uma grande quantidade de métricas disponíveis na literatura. Entretanto, essas métricas costumam ser altamente correlacionadas, podendo gerar redundância de informações (SOARES et al., 2008; McGARIGAL et al., 2012). Dessa forma, optou-se por utilizar um número reduzido de métricas, já testadas em áreas urbanas (ROCHA et al., 2016), que pudessem trazer informações relevantes sobre a mancha urbana.

As métricas de paisagem utilizadas neste estudo foram calculadas com suporte dos programas FRAGSTATS (McGARIGAL et al., 2012) e LecoS (JUNG, 2016). Adicionalmente, para cada data, foram calculadas a área e o percentual de área urbana ocupada por zona de ordenamento territorial; por bacia hidrográfica; por faixa de altitude; por classe de declividade; em áreas de risco ecológico; e por geomorfologia, por meio de técnicas de sobreposição e interseção de camadas em ambiente SIG.

2.3. Resultados

Desde a sua fundação, a área urbana do DF sempre esteve em crescimento, com um ritmo médio de aproximadamente 11,43 km² ano⁻¹ (Figura 4A). Porém, ao analisar a taxa de crescimento por período, observa-se grande variação nas taxas de crescimento, sendo que os períodos de maior crescimento são os mais recentes, de 2013 até o presente (Figura 4B), quando a taxa de crescimento urbano passa de 20 km² ano⁻¹. Esses resultados demonstram que o DF ainda não atingiu sua maturidade urbana, segundo o padrão de crescimento urbano descrito pela United Nations (2019) e essa expansão ainda não se estabilizou, sendo provável que a urbanização continue acelerada nos próximos anos. Atualmente a mancha urbana ocupa 12% da área total do DF.

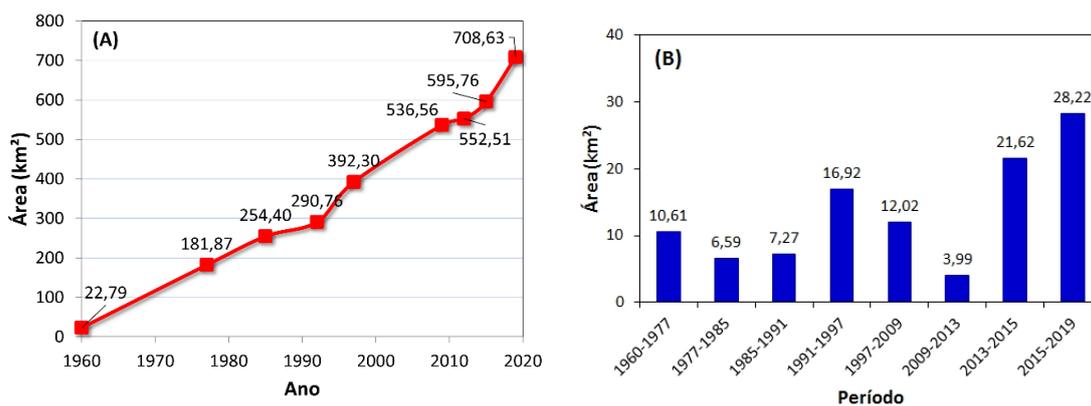


Figura. 4. Expansão anual (A) e crescimento anualizado em diferentes períodos (B) da área urbana no Distrito Federal (DF).

À medida que a mancha urbana foi crescendo, ela foi se tornando geometricamente mais complexa. A Figura 5A apresenta a variação de ED e LSI ao longo do período analisado. O aumento da complexidade geométrica da mancha urbana é demonstrado pelo LSI. Quanto maior esse índice, maior a agregação das manchas e mais irregular é a sua geometria. A ED apresenta a relação entre perímetro e área da mancha urbana. O ED é igual a 0 quando a mancha urbana não possui arestas e buracos vazios (McGARIGAL et al., 2012). O alto valor de ED em 1960 reflete a ocupação inicial do território em formato linear, decorrente do formato de avião (ou cruz) proposto. Após esse primeiro momento, o ED foi se reduzindo à medida que a cidade crescia, indicando crescimento em todas as direções e um aumento no adensamento urbano. Porém, o novo aumento de ED nos últimos dois períodos analisados reflete o novo ciclo de fragmentação e espalhamento da mancha urbana do DF. Esse aumento recente também foi acompanhado de um aumento no LSI, demonstrando crescimento geometricamente irregular e heterogêneo.

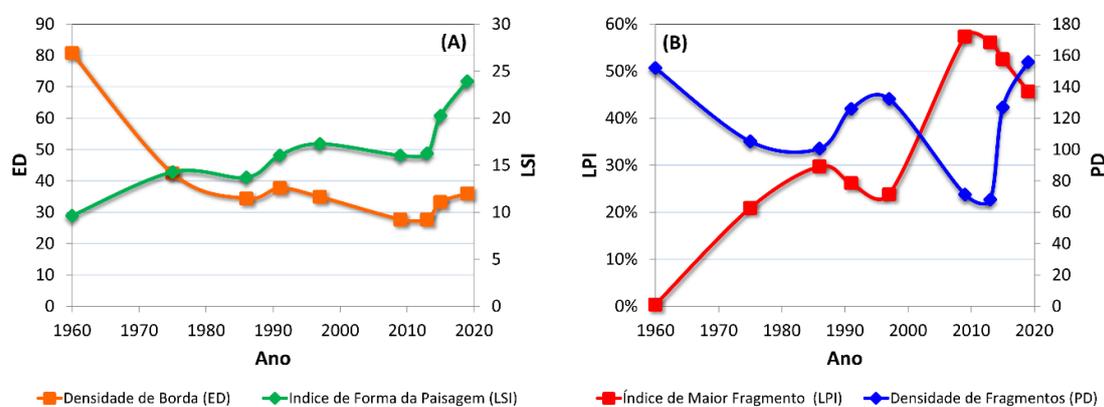


Figura. 5. Evolução temporal da densidade de borda e do índice de forma da paisagem (a) e evolução temporal do índice de maior fragmento e da densidade de fragmentos (b).

A sazonalidade dos períodos de fragmentação e adensamento pode ser observada na Figura 5B. Os valores de PD e LPI tendem a ter uma relação inversamente proporcional. Um alto valor de PD reflete uma mancha urbana muito fragmentada e, conseqüentemente, com baixo LPI, uma vez que não há predominância de nenhum fragmento (McGARIGAL et al., 2012). No caso do DF, observou-se uma mancha urbana bastante fragmentada na sua fundação, seguido de um período de adensamento até 1986. A partir dessa data, houve novo período de fragmentação até 1997, seguido de outro período de adensamento até 2013, que foi sucedido por um novo período de fragmentação até os momentos atuais. Essa sazonalidade reflete um padrão cíclico de adensamento e fragmentação da mancha urbana do DF.

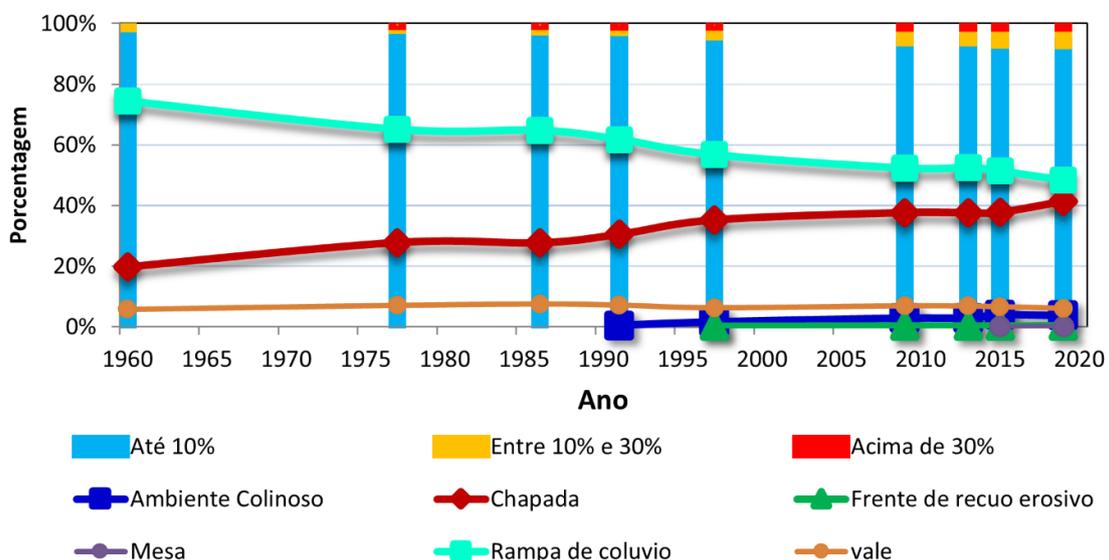


Figura 6. Evolução temporal da mancha urbana em função da declividade e geomorfologia.

Quanto à expansão da mancha urbana na paisagem, nota-se uma forte preferência por ocupação das áreas planas (Figura 6): 93% da mancha urbana encontram-se em áreas com declividade igual ou inferior a 10%. A mancha urbana em áreas com declividade superior a 30% representa menos de 1% do total. Apesar disso, a taxa de ocupação de áreas declivosas ocupadas vem aumentando ao longo do período analisado. Nota-se um forte avanço da mancha urbana sobre as áreas de chapada em decorrência de serem circunvizinhas às áreas de rampa de colúvio, as quais foram as primeiras a serem ocupadas, seguindo o planejamento inicial de estabelecimento da cidade. A partir de 1997, é possível observar um aumento da ocupação das áreas de ambiente colinoso,

representado pelas topografias mais baixas e com relevo mais movimentado (NEVES et al., 2018).

O formato da mancha urbana também foi fortemente afetado pelas normas de UGB vigentes. Desde que foram implementadas em todo o DF, em 1985, mais de 90% da mancha urbana respeitaram os limites definidos pelos macrozoneamentos presentes nessas normas, com exceção do último período analisado (2015–2019), onde 18,14% da mancha urbana estavam fora da zona definida como de ocupação urbana, sendo a grande maioria, 18% do total, ocupando áreas direcionadas à ocupação rural.

A Figura 7 apresenta a evolução temporal da mancha urbana em função das UGB vigentes. As linhas tracejadas indicam os anos em que houve aprovação de novos PDOTs ou atualizações desses. Observou-se grande êxito das áreas ambientalmente protegidas em conter a expansão urbana, uma vez que apenas 0,14% da mancha urbana localizam-se nessas áreas, sendo que esse percentual nunca foi superior a 0,3% ao longo dos períodos analisados.

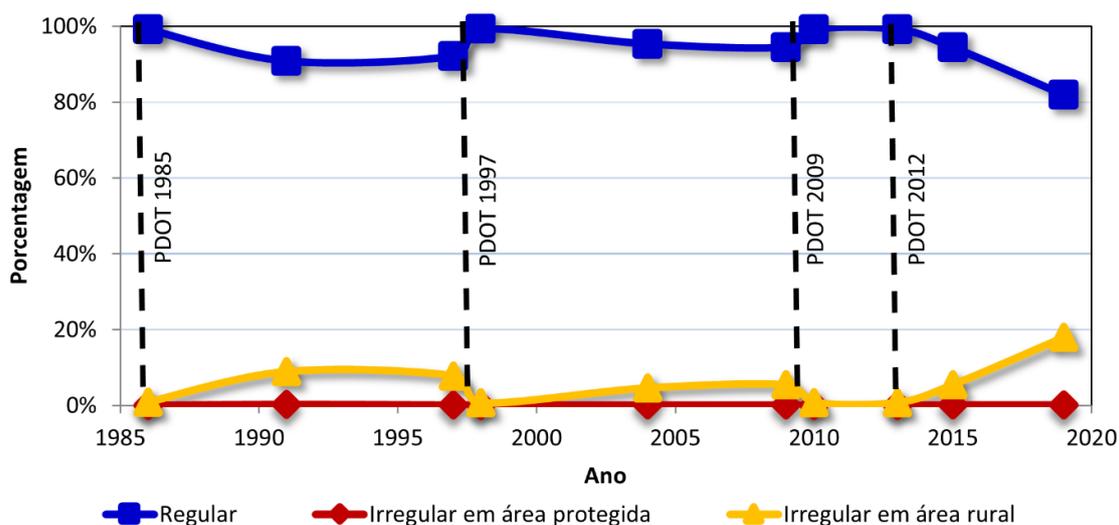


Figura 7. Evolução temporal da mancha urbana em função dos limites de crescimento urbano vigentes em cada período analisado.

Foi observada ainda uma maior atração pela ocupação urbana na região hidrográfica do Paraná (Figura 8): 96% da mancha urbana estão localizadas nessa região. A ocupação urbana significativamente menor nas outras duas bacias pode ser explicada pelo relevo fortemente acentuado na região hidrográfica Tocantins-Araguaia e pela baixa conectividade urbana com as demais manchas na região hidrográfica do São Francisco, uma vez que tanto o relevo acidentado quanto a ausência de conectividade são apontados pela literatura como limitadores de crescimento urbano (LI et al., 2013, 2018; JI et al.,

2017). O formato dessa mancha demonstra que áreas planas da região hidrográfica do Paraná são os principais vetores de ocupação urbana, enquanto as áreas protegidas com maiores declividades são fortes barreiras ao crescimento dessa mancha. Porém, foram observados outros fatores influenciadores do formato da morfologia da mancha urbana.

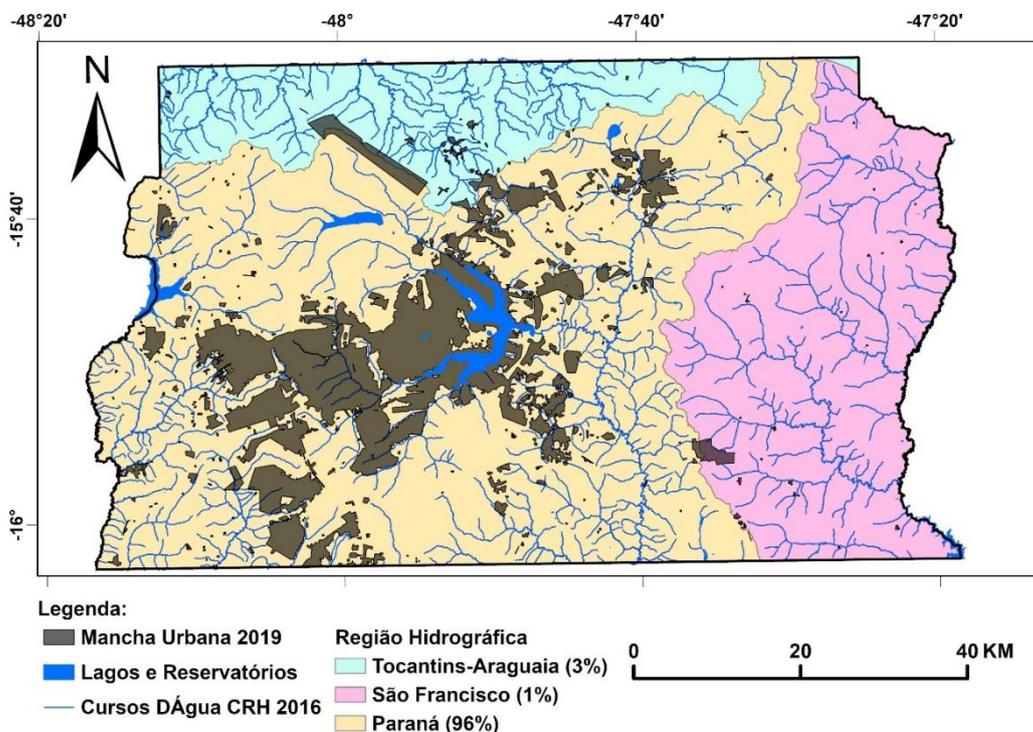


Figura 8. Localização da mancha urbana do Distrito Federal em 2019 em termos de regiões hidrográficas. Fontes de dados: ADASA (2016); Distrito Federal (2019a).

As Figuras 9 e 10 apresentam a localização da mancha urbana do DF em 2019 em relação à declividade e às macrozonas definidas pelo PDOT atualmente vigente, respectivamente. Os valores em parênteses representam a proporção da mancha urbana em cada classe temática. O baixíssimo percentual de ocupação de áreas protegidas pela urbanização denota forte eficiência dessas áreas na contenção da expansão urbana.

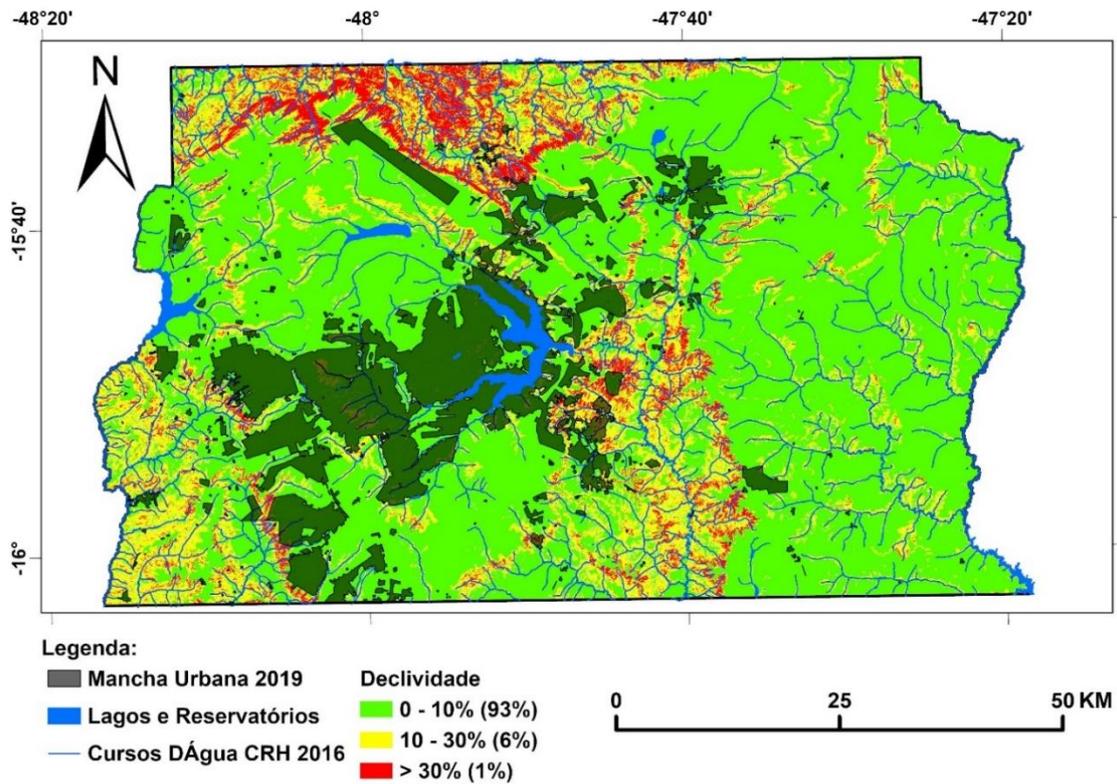


Figura 9. Localização da mancha urbana do Distrito Federal em 2019 em termos de declividades. Fontes de Dados: TERRACAP (2009); Distrito Federal (2019a).

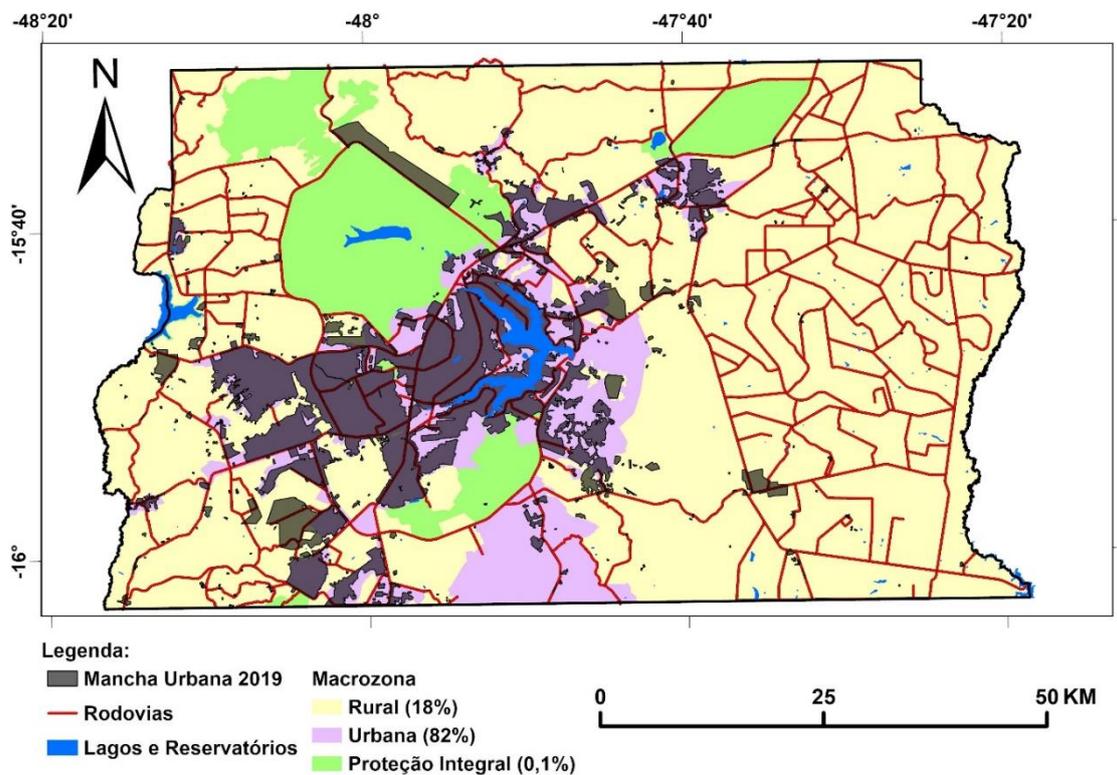


Figura 10. Localização da mancha urbana do Distrito Federal em 2019 em termos de macrozonas do PDOT. Fontes de dados: Distrito Federal (2012; 2019a).

Ao comparar a mancha urbana de 2019 com o mapa de risco ecológico de perda de áreas remanescentes de Cerrado nativo do ZEE/DF (DISTRITO FEDERAL, 2017), elaborado a partir de dados de 2013, observa-se que a expansão urbana foi responsável pela supressão de aproximadamente 48 km² de Cerrado nativo entre 2013 e 2019, representando aproximadamente 2% da cobertura vegetal nativa remanescente no DF naquele ano. Considerando-se as classes de risco, foram suprimidos 8% dos remanescentes de muito alto risco; 3% dos remanescentes de alto risco; e 1% dos remanescentes de médio risco. Aproximadamente 7% da mancha urbana expandiram-se sobre áreas de vegetação nativa nesse período. A maior parte dessas áreas não estava inserida em zona de proteção ambiental.

Aproximadamente 80% da mancha urbana do DF estão em áreas de alto ou muito alto risco de contaminação do subsolo; 17% estão em área de alto ou muito alto risco de erosão; e 43% estão em área de alto ou muito alto risco de perda de recarga de aquífero. De maneira geral, as áreas de alto risco de contaminação do subsolo estão associadas às rampas de colúvios e planaltos. Já as áreas de alto risco de perda de recarga de aquífero estão associadas apenas aos planaltos, enquanto as áreas de alto risco de erosão estão associadas aos ambientes colinosos (DISTRITO FEDERAL, 2017).

2.4. Discussões

2.4.1. Ritmo e Morfologia do Crescimento

Em geral, à medida que os níveis de urbanização aumentam, as taxas de urbanização diminuem (UNITED NATIONS, 2019). Entretanto, esse padrão ainda não ocorreu no DF. A variação da velocidade do crescimento do DF ao longo dos sessenta anos, com destaque para a aceleração do crescimento urbano a partir de 2013, indica que o DF está longe da sua estagnação ou redução do crescimento. A Figura 11 apresenta a comparação do ritmo de expansão urbana do DF com o de países cujas cidades são consideradas “maduras”, bem como a média de urbanização brasileira.

Enquanto há uma tendência de redução ou estabilização do crescimento nos últimos anos nesses países, a curva do DF apresenta acentuada ascendência. Isso significa que o DF ainda está na fase exponencial do modelo de crescimento sigmóide, indicando uma tendência de manutenção ou aumento da taxa de expansão urbana por algum período antes de começar a desacelerar. O breve período de desaceleração da expansão urbana,

verificado entre 2009 e 2013, pode ser atribuído ao forte arrefecimento do mercado imobiliário causado pela crise econômica global de 2008, a qual teve suas principais causas atreladas ao setor imobiliário (AYTAÇ et al., 2014; BRAND, 2016; BARON e MINASSIAN, 2018).

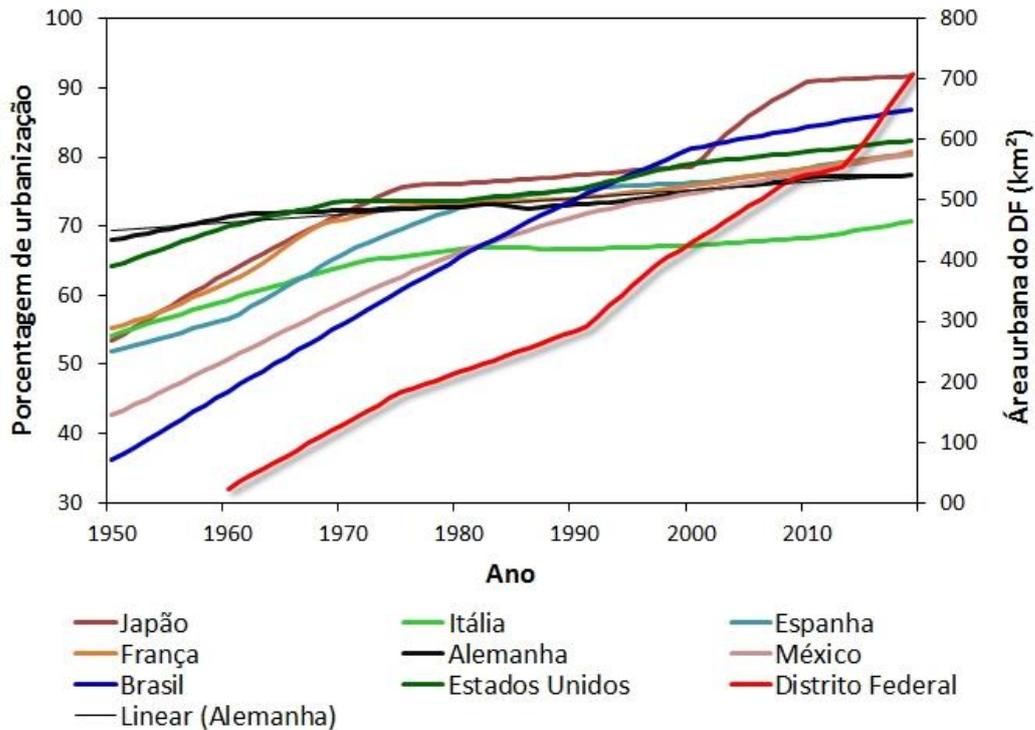


Figura 11. Ritmo de crescimento urbano do Distrito Federal em comparação à média nacional e países cujas cidades são consideradas maduras. Fonte de dados: United Nations (2019).

O mapeamento da morfologia urbana e a identificação dos seus padrões espaciais são essenciais para a compreensão de seus impactos e apresentam resultados mais confiáveis que os métodos tradicionais (RAITH, 2000; CASTRO et al., 2019). Segundo Dietzel et al. (2005, p. 231), "o crescimento urbano pode ser caracterizado como tendo dois processos distintos, difusão e coalescência, com cada processo seguindo um padrão harmônico". Em outras palavras, a urbanização exibe padrões cíclicos no tempo e no espaço, impulsionados por dois processos alternados: difusão ou fragmentação, que propaga o crescimento urbano dos centros existentes para novas áreas de desenvolvimento; e coalescência ou adensamento que é caracterizada pela expansão externa e pelo preenchimento das áreas urbanas existentes. Esse fenômeno cíclico ficou claramente demonstrado na evolução temporal da mancha urbana do DF, conforme demonstrado na Figura 5B. Apesar de ainda alto, a tendência de queda no valor do LPI

demonstra que o principal fragmento urbano do DF está perdendo importância nos últimos anos, indicando uma tendência de descentralização urbana.

Entretanto, os impactos na paisagem postulados por Forman e Gordon (1986) não foram verificados. Esses autores afirmaram que, ao longo de um gradiente de modificação de paisagem, a densidade de manchas aumenta exponencialmente; a regularidade do formato das manchas também aumenta; e a conectividade da paisagem diminui. Porém, no DF, a densidade de fragmentos oscilou ciclicamente e as manchas urbanas se tornaram cada vez mais geometricamente complexas, mas de fato, a conectividade de paisagem natural foi diminuída.

As cidades com maior complexidade geométrica são mais dinâmicas e menos estáticas e suas manchas urbanas podem ser caracterizadas como espaços de transformação e ampliação de suas fronteiras (ROCHA, 2016). O aumento do LSI nos últimos anos reflete esse dinamismo morfológico da mancha urbana do DF e sua tendência de expansão.

O alto valor de PD reflete a existência de muitos fragmentos de pequenas dimensões. Esses fragmentos estão cada vez mais dispersos e com posicionamento não integrado à rede urbana. Entretanto, essa rede de pequenos fragmentos está fortemente relacionada à infraestrutura viária (Figura 10). A relação entre fragmentos urbanos e malha viária também ajuda a explicar os motivos de algumas áreas com vocação urbana não estarem ocupadas e algumas áreas rurais estarem ocupadas por manchas urbanas. Os trechos da zona urbana não ocupados possuem pouca infraestrutura viária. Por outro lado, as áreas rurais ocupadas por manchas urbanas possuem vias que garantem a conectividade com as áreas núcleo da mancha urbana.

4.2. Vetores e Barreiras

Sistemas urbanos são sistemas espacialmente estendidos nos quais processos físicos, ecológicos e socioeconômicos interagem entre si (WUA et al., 2011). No caso do DF, ficou demonstrada a forte influência da declividade para direcionar a ocupação prioritariamente em áreas mais planas: 89,7% das manchas urbanas estão concentradas em rampa de colúvio e chapadas. Historicamente, esse percentual sempre esteve em torno de 90%, entretanto, a proporção de ocupação de cada área mudou drasticamente ao longo dos anos.

Nos anos subsequentes à fundação do DF, mais de 70% das manchas urbanas localizavam-se em rampa de colúvio e menos de 20% em chapadas. À medida que a cidade foi se expandindo, houve uma aceleração da expansão urbana sobre essas áreas em detrimento daquelas, culminando em 41% da mancha urbana ocorrendo em chapada e apenas 48% em rampa de colúvio. Essas duas geomorfologias apresentam declividade média inferior a 5% (NEVES et al., 2018), evidenciando uma clara preferência pela ocupação de áreas planas. A diferença entre as duas classes geomorfológicas está principalmente na altitude, sendo as chapadas localizadas em altitudes mais elevadas.

A proporção de ocupação inicial se deu pelo fato de a cidade ter sido projetada para se localizar em rampa de colúvio. À medida que a cidade foi crescendo e o planejamento urbano inicial foi sendo abandonado, esse crescimento se deu de forma mais intensa em direção às áreas de chapada. A intensa ocupação das chapadas pode ser explicada pelos seguintes fatores: i) as chapadas são geograficamente circunvizinhas à área central do DF onde ocorre a rampa de colúvio onde Brasília foi fundada, formando um anel em volta dessa área; ii) ambas as classes geomorfológicas são igualmente planas; iii) as áreas de chapadas são mais altas, podendo haver preferência pela ocupação dessas áreas em detrimento de áreas mais baixas (LI et al., 2018).

Do ponto de vista dos ecossistemas pré-existentes, a mancha urbana do DF tende a não avançar sobre áreas preservadas, direcionando-se às áreas com vocação urbana. Porém, nota-se um acelerado processo de ocupação de áreas com vocação rural. O formato da mancha urbana atual demonstra claramente como o relevo e as áreas ambientalmente protegidas funcionam como barreiras à expansão urbana. Ao norte, ocorrem ambientes colinosos. Esses ambientes também ocorrem a leste e sudeste e se somam ao lago Paranoá como barreira ao crescimento nessas direções. A noroeste, encontra-se o Parque Nacional de Brasília. Ao sul, ocorre um mosaico de áreas protegidas: Estação Ecológica do Jardim Botânico; Estação Ecológica Universidade de Brasília; e Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Dessa forma, a única direção de crescimento resultante é o sudoeste, para onde, de fato, a cidade se expandiu. Entretanto, apenas o relevo, a declividade e as áreas protegidas não são suficientes para explicar o formato da mancha urbana atual.

A Figura 12 apresenta as barreiras topográficas, ambientais e normativas da expansão urbana identificadas neste trabalho. As barreiras topográficas são compostas pelos ambientes colinosos, frentes de recuo erosivo e demais áreas com declividade superior a 10%. As barreiras ambientais compreendem a zona de proteção integral

definida pelo PDOT (DISTRITO FEDERAL, 2009) e as demais unidades de conservação localizadas em zona rural. As barreiras normativas compreendem as zonas rurais definidas no PDOT (DISTRITO FEDERAL, 2009). Valores entre parêntesis indicam o percentual de ocupação por cada classe temática no DF.

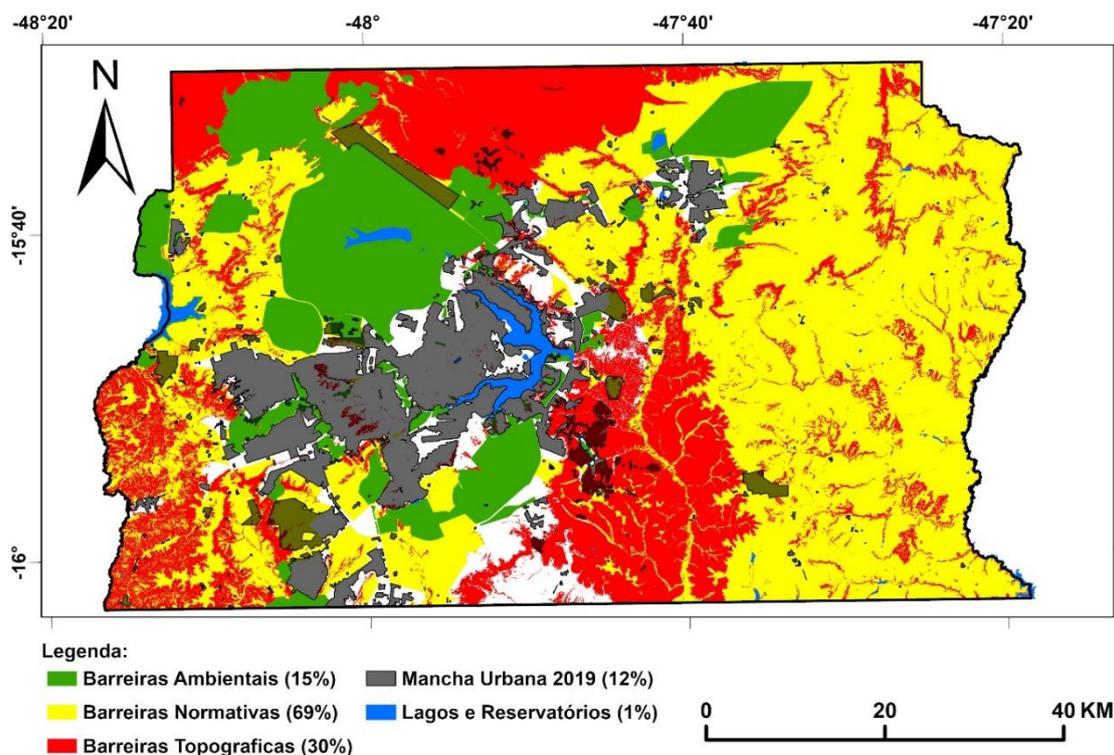


Figura 12. Mancha urbana e barreiras para o crescimento urbano do Distrito Federal. Fontes de dados: Distrito Federal (2012; 2019a); Terracap (2009).

Foi identificada uma hierarquia entre as barreiras ao crescimento urbano, sendo as barreiras ambientais mais fortes que as barreiras topográficas, e as barreiras normativas as menos eficientes. O recente avanço em direção às áreas rurais denota um exaurimento da eficiência dos UGBs estabelecidos normativamente pelo PDOT. O aparente sucesso das normas de UGBs anteriores pode ser atribuído ao fato de serem sistematicamente alterados para tornar regular uma situação que era considerada irregular pela norma anterior. Essa situação fica clara ao se analisar a Figura 7. A entrada em vigor de um novo PDOT sempre reduziu o percentual de áreas irregularmente ocupadas, que voltava a crescer nos anos seguintes, até que uma nova atualização de norma regularizasse parte das áreas. Na última atualização normativa, em 2012, o PDOT passou a considerar, quase a totalidade da mancha urbana do DF naquele ano como regular, do ponto de vista do zoneamento. Porém, nos anos seguintes, a expansão urbana em direção às áreas rurais se

intensificou alcançando o maior percentual de áreas irregularmente ocupadas da série histórica.

A expansão urbana no DF ocorreu de forma bastante heterogênea. Diversos bairros surgiram como assentamentos irregulares e depois passaram a ser incorporados ao ordenamento urbano vigente por meio de atualizações nas leis de UGB. Entre 1986 e 1991, surgiram quatro novos assentamentos urbanos: Samambaia, São Sebastião, Vicente Pires, e Sobradinho 2. Apenas o primeiro se localizava em área destinada à ocupação urbana. Porém, em 1992, houve uma atualização das normas de UGB e as duas últimas áreas também passaram a ter destinação urbana. Entre 1991 e 1997, além da expansão dos bairros existentes, surgiram mais nove assentamentos urbanos: Águas Claras, Recanto das Emas, Riacho Fundo 1 e 2, Santa Maria, Sudoeste, Contagem, Itapoã e Jardim Botânico, sendo que os três últimos estavam localizados em área com destinação rural. Porém, em 1997, houve nova atualização das normas de UGB, transformando essas áreas, além de São Sebastião, em áreas urbanas. Entre 1997 e 2009, além da expansão dos bairros existentes, surgiram oito assentamentos urbanos: Arniqueiras, Estrutural, Paranoá, Taquarí, Ponte Alta, Por do Sol, Sol Nascente e Água Quente. Os três últimos localizados em área com destinação rural. Porém, em 2009, houve nova atualização das normas de UGB, transformando essas áreas em urbanas.

Entre 2009 e 2012, não houve surgimento de nenhum assentamento, apenas expansão dos existentes. Isso resultou em alterações legislativas que pouco afetaram o zoneamento (DISTRITO FEDERAL, 2012). Entre 2012 e 2015, além da expansão dos bairros existentes e da intensa fragmentação da macha urbana, surgiram mais três assentamentos urbanos: Noroeste, 26 de Setembro e Morro da Cruz. Os dois últimos localizados em área com destinação rural. Entre 2015 e 2019, além da expansão dos bairros existentes, o adensamento populacional transformou dois núcleos rurais em assentamentos com características urbanas: Café Sem Troco e Lago Oeste, também localizados em áreas com destinação rural. Esses quatro últimos permanecem em áreas rurais. A mais recente atualização do PDOT repetiu o padrão de revisão normativa adotada nos anos anteriores: ampliou as áreas de regularização fundiária urbanas em áreas anteriormente ocupadas de forma irregular, sem trazer novas ferramentas e estratégias de planejamento e gestão da expansão urbana (DISTRITO FEDERAL, 2019b).

A grande diferença do processo de urbanização atual em relação aos primeiros anos do DF está na fragmentação. Até 2013, os novos assentamentos urbanos surgiam de forma pontual e iam de expandindo e se adensando ciclicamente, formando cidades. Até

essa época, era fácil indicar os hotspots de crescimento urbano. Entretanto, o padrão espacial atual indica forte fragmentação, surgindo diversos pequenos núcleos urbanos encravados em áreas com destinação rural.

Do ponto de vista espacial, o surgimento dos assentamentos urbanos em áreas rurais aconteceu pelo sucessivo fracionamento de glebas, as quais foram se tornando cada vez menores, acarretando no adensamento populacional, até que essas frações passassem a ser inviáveis do ponto de vista rural e, conseqüentemente, transformando-se em lotes urbanos. O avanço da mancha urbana preferencialmente sobre áreas rurais é amplamente reportado na literatura (CARLSON e ARTHUR, 2000; ROBINSON et al., 2005; GRIFFITHS et al., 2010; HEPINSTALL-CYMERMAN et al., 2013; GOUNARIDIS et al., 2018; SAHANA et al., 2018). Entretanto, a expansão urbana recente sobre as áreas rurais do DF ocorreu mesmo ainda havendo áreas com vocação urbana para serem ocupadas, conforme apresentado pelas áreas em roxo na Figura 10 e em branco na Figura 12. Esse fenômeno pode ser explicado por questões de critérios logísticos como mobilidade, acesso a serviços essenciais e infraestrutura pré-existente, entre outros (ALMEIDA et al., 2008; THAPA e MURAUAMA, 2011) e socioeconômicos como custos da terra e de moradia (BERTAUD, 2017). Assentamentos urbanos informais se devem, em grande medida, à reduzida oferta de terrenos urbanizados a preços acessíveis à maior parte da população (FREITAS, 2017). Isso demonstra não apenas que o estabelecimento de limites é importante para o direcionamento da expansão urbana, mas também políticas públicas que efetivamente estimulem a ocupação de áreas com vocação urbana e a manutenção das áreas rurais com suas características originais.

No caso do DF, os assentamentos informais foram criados tanto pela classe baixa como pela classe média/alta. Itapoã, Por do Sol e Sol Nascente são assentamentos criados pela classe baixa. Vicente Pires e Jardim Botânico foram criados pela classe média/alta. 26 de Setembro e Lago Oeste vêm passando por um processo de gentrificação. Esse fenômeno ocorreu, pois o governo local não conseguiu suprir a demanda habitacional nem das classes mais baixas, nem das classes mais altas ao longo dos anos.

Uma das abordagens recentemente adotada em vários lugares do mundo envolve a criação de áreas de uso misto, particularmente de atividades complementares como varejo, entretenimento e habitação nos centros urbanos. Em outras palavras, trata-se de novas construções que aproximam casa, trabalho e compras, incentivam o tráfego de pedestres, promovem o desenvolvimento em torno de nós de transporte de massa e

misturam tipos de moradia. A inexistência de inflexão da curva de crescimento urbano, apresentada nas Figuras 4A e 11, indica que ainda não há tendência de estabilização da mancha urbana no DF. Isso torna ainda mais importante o desenvolvimento de políticas adequadas a atual realidade urbana da capital do país.

2.4.3. Impactos da Urbanização

Os efeitos reais do padrão da paisagem urbana nos processos ecológicos não podem ser previstos de maneira confiável sem examinar diretamente os processos ecológicos em si (LI e WU, 2004). Entretanto, é possível correlacionar impactos ambientais observados por outros autores aos resultados desta pesquisa.

Neves et al. (2018) demonstraram que o DF perdeu 275 km² de vegetação natural, enquanto a cobertura agropastoril aumentou 126 km² entre 1985 e 2000 e depois passou a se reduzir até 2015, perdendo aproximadamente 51,4 km². Por outro lado, a mancha urbana cresceu aproximadamente 283 km² nesse período. Isso indica que a mancha urbana, em um primeiro momento, empurrou as áreas rurais em direção às áreas de Cerrado e, em um segundo momento, acelerou de tal forma que passou a suprimir as áreas agropastoris. Essa tendência de supressão de áreas agrícolas fica evidenciada pelo forte aumento das ocupações informais observados a partir de 2013 (Figura 7).

O padrão de supressão de vegetação nativa pela urbanização entre 2013 e 2019 reforça o diagnóstico de risco de perda de Cerrado nativo realizado pelo ZEE/DF (DISTRITO FEDERAL, 2017), uma vez que as áreas mais afetadas pela expansão urbana foram justamente as de muito alto risco, seguido pelas de alto risco e médio risco, respectivamente. A maior parte dessas supressões ocorreu fora de unidades de conservação, sendo que as áreas protegidas pelas normas de UGB praticamente não foram afetadas: 61% dos remanescentes suprimidos estavam em zona urbana; 39% em zona rural e apenas 0,6% em zona de proteção ambiental. Esse resultado reforça a tese de que as zonas de proteção ambiental possuem grande poder de barrar a expansão urbana.

Aproximadamente 59% do DF é coberto por áreas de alto ou muito alto risco de contaminação de subsolo (DISTRITO FEDERAL, 2017). As áreas de médio e baixo risco são justamente aquelas menos propícias para ocupação urbana. Isso explica o fato de mais de 80% da mancha urbana estar em áreas de alto risco. A maior parte da mancha urbana localizada em áreas de alto ou muito alto risco de perda de recarga de aquífero são

justamente as regiões de chapada e coincidem com as direções em que a mancha urbana mais se expandiu, em desacordo com o projeto original da cidade.

O DF possui alta susceptibilidade às condições climáticas (TORRES et al., 2012). A Agência Nacional de Águas (ANA) já inclui o DF entre as cidades brasileiras com alta vulnerabilidade hídrica e que necessitam de novas fontes de água (ANA, 2017). Chelotti et al. (2019) observaram que a variabilidade de cotas do principal reservatório de abastecimento de água do DF vem aumentando nos últimos anos, acarretando aumento da concentração de sedimentos em suspensão. Esse aumento de variação pode ser explicado pela sazonalidade pluviométrica a que o DF está submetido, associado ao avanço da urbanização, em especial, sobre as áreas de alto risco de perda de recarga de aquífero, aumentando a necessidade de recursos hídricos, principalmente nos períodos de estiagem.

A inevitável ocupação urbana dessas áreas reforça ainda mais a necessidade de regular e planejar a ocupação urbana, prevendo taxas de impermeabilização do solo e garantindo ampla rede de coleta e tratamento de esgotos, bem como a criação de espaços verdes urbanos, uma vez que os remanescentes de vegetação nativa em área urbana estão se reduzindo rapidamente. Além dos benefícios hidrológicos, as áreas verdes urbanas melhoram a sensação térmica, filtram a poluição, aumentam a biodiversidade urbana, melhoram a saúde física e mental dos habitantes e valorizam os imóveis (FAO, 2016).

2.5. Conclusão

Este estudo deixou clara a forte influência de fatores topográficos, ambientais e geopolíticos na caracterização espacial da mancha urbana, influenciando fortemente a sua geometria. A utilização de métricas de paisagem na análise espacial da urbanização facilita a compreensão desse fenômeno, contribuindo para o processo de tomada de decisão quanto ao planejamento urbano.

Os limites ambientais, topográficos e os estabelecidos pelos regramentos de UGB são capazes de direcionar a expansão urbana, porém, não são os únicos. Além disso, há uma hierarquia de eficiência dessas barreiras.

O DF continua em processo acelerado de urbanização, não havendo tendência de redução desse ritmo em um futuro próximo. A expansão tem ocorrido de forma heterogênea, com forte fragmentação nos últimos anos. A recente expansão urbana em

direção às áreas rurais sugere uma perda de eficiência das atuais normas de UGB. Faz-se necessária uma revisão de tais instrumentos.

Os impactos e riscos ambientais decorrentes do processo de urbanização desordenado já podem ser verificados no DF, como a perda de áreas agrícolas e de vegetação natural e o risco de perda de qualidade e quantidade de água para o abastecimento humano.

Os resultados apresentados neste trabalho são fundamentais para a revisão do planejamento urbano do DF. Entretanto, faz-se necessário aprofundar os estudos nas principais áreas de expansão urbana, como nas áreas mais sensíveis do ponto de vista ambiental, a fim de entender melhor a dinâmica de ocupação e os seus respectivos impactos. A partir dessa compreensão, o processo de tomada de decisão dos planejadores urbanos será mais preciso e efetivo.

Referências

AGÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DO DISTRITO FEDERAL (TERRACAP). Aeorofotolevantamento a Laser do Distrito Federal. 2009. Escala: 1:10.000.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. Relatório pleno, 2017. Disponível em: http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursoshidricos/conj2017_rel-1.pdf . Acesso em: 15 jun. 2020.

AGÊNCIA REGULADORA DE ÁGUAS, ENERGIA E SANEAMENTO DO DISTRITO FEDERAL (ADASA). Mapa hidrográfico do Distrito Federal, 2016. Disponível em: <http://www.adasa.df.gov.br/images/stories/anexos/mapas/mapa%20hidrografico%20-%20a4%20net.pdf> . Acesso em: 10 mar. 2020.

ALMEIDA, C. M.; GLERIANI, J. M.; CASTEJON, E. F.; SOARES-FILHO, B. S. Using neural networks and cellular automata for modelling intra-urban land-use dynamics. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 22, n. 9, p. 943–963, 2008.

ANJOS, R. S. A.; ALBUQUERQUE, R. N.; SOARES, A. F. Mapeamento do uso da terra no Distrito Federal – 1964. **Espaço & Geografia**, v. 5, n. 1, p. 233-247, 2002.

AYTAÇ, I. A.; RANKIN, B. H.; İBIKOĞLU, A. The social impact of the 2008 global economic crisis on neighborhoods, households, and individuals in Turkey. **Social Indicators Research**, v. 124, p. 1–19, 2015.

- BARÓ, F.; HAASE, D.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; FRANTZESKAKI, N. Mismatches between ecosystem services supply and demand in urban areas: A quantitative assessment in five European cities. **Ecological Indicators**, v.55, p. 146-158. 2015.
- BARON, N.; MINASSIAN, H. T. Le renouveau immobilier madrilène après la crise de 2008. Reprise en main d'une politique locale du logement ou poursuite du modèle spéculatif? **Sud-Ouest Européen**, v. 46, p. 75-92, 2018.
- BERTAUD, A. The costs of utopia: Brasília, Johannesburg, and Moscow. **Paranoá: Cadernos de Arquitetura e Urbanismo**, n. 18, 2017.
- BEZERRA, C. G.; SANTOS, A. R.; PIROVANI, D. B.; PIMENTEL, L. B.; EUGENIO, F. C. Estudo da fragmentação florestal e ecologia da paisagem na sub-bacia hidrográfica do Córrego Horizonte, Alegre, ES. **Espaço & Geografia**, v. 14, n. 2, p. 257-277, 2011.
- BRAND, P. Reformas y nuevas prácticas del Estado en el desarrollo urbano después de la crisis financiera global de 2008. **Territorios**, v. 35, pp. 13-35, 2016.
- BRASIL. Lei n.º 2.874, de 19 de setembro de 1956. Dispõe sobre a mudança da Capital Federal e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/1950-1969/L2874.htm . Acesso em: 04 mai. 2019.
- BRASIL. Lei n.º 4.545, de 10 de dezembro de 1964. Dispõe sobre a reestruturação administrativa do Distrito Federal e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L4545.htm . Acesso em: 17 set. 2020.
- BRASIL. Lei nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979. Dispões sobre o parcelamento do solo urbano e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6766.htm . Acesso em: 29 abr. 2020.
- CARLSON, T. N.; ARTHUR, S. T. The impact of land use-land cover changes due to urbanization on surface microclimate and hydrology: a satellite perspective. **Global and Planetary Change**, v. 25, p. 49–65, 2000.
- CASTRO, K. B.; ROIG, H. L.; NEUMANN, M. R. B.; ROSSI, M. S.; SERAPHIM, A. P. A. C. C.; RÉQUIA JUNIOR, W. J.; COSTA, A. B. B.; HOFER, R. New perspectives in land use mapping based on urban morphology: A case study of the Federal District, Brazil. **Land Use Policy**, v. 87, 104032, 2019.
- CHELOTTI, G. B.; MARTINEZ, J. M.; ROIG, H. L.; OLIVIETTI, D. Space-temporal analysis of suspended sediment in low concentration reservoir by remote sensing. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 24, e17, 2019.
- COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL (CODEPLAN). **Atlas do Distrito Federal**. Brasília: CODEPLAN, 2017, 114 p.

COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL (CODEPLAN). **Pesquisa distrital por amostra de domicílios – PDAD 2018**. Brasília: CODEPLAN, 2019, 115 p.

DIETZEL, C.; OGUZ, H.; HEMPHILL, J. J.; CLARKE, K. C.; GAZULIS, N. Diffusion and coalescence of the Houston metropolitan area: evidence supporting a new urban theory. *Environment and Planning B: Planning and Design*, v. 32, p. 231–236, 2005.

DISTRITO FEDERAL. Decreto n.º 4.049, de 10 de janeiro de 1978. Aprova o Plano Estrutural de Organização Territorial do Distrito Federal – PEOT, nos termos dos estudos realizados pelo Grupo de Coordenação do Convênio SEPLAN/GDF. Disponível em: <http://www.sinj.df.gov.br/sinj/Diario/edd3030b-1fab-3be4-be7d47a0a7c807cc/0660d5bc.pdf> Acesso em: 04 mai. 2019.

DISTRITO FEDERAL. Lei n.º 353, de 18 de novembro de 1992. Aprova o Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal, institui o Sistema de Planejamento Territorial e Urbano do Distrito Federal, e dá outras providências. Disponível em: http://www.tc.df.gov.br/sinj/Norma/23197/Lei_353_18_11_1992.html . Acesso em: 04 mai. 2019.

DISTRITO FEDERAL. Lei Complementar n.º 17, de 28 de janeiro de 1997. Aprova o Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal – PDOT e dá outras providências. Disponível em: http://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/51847/Lei_Complementar_17_28_01_1997.html . Acesso em: 04 mai. 2019.

DISTRITO FEDERAL. Lei Complementar n.º 803, de 25 de abril de 2009. Aprova a revisão do Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal – PDOT e dá outras providências. Disponível em: http://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/60298/Lei_Complementar_803_25_04_2009.htm . Acesso em: 04 mai. 2019.

DISTRITO FEDERAL. Lei Complementar n.º 854, de 15 de outubro de 2012. Atualiza a Lei Complementar n.º 803, de 25 de abril de 2009, que aprova a revisão do Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal – PDOT e dá outras providências. Disponível em: http://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/72806/Lei_Complementar_854_15_10_2012.html . Acesso em: 17 set. 2020

DISTRITO FEDERAL. Zoneamento ecológico-econômico do Distrito Federal – ZEE DF. Caderno Técnico – Matriz Ecológica. Brasília, 2017, 164 p. Disponível em: http://www.zee.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/05/ZEEDF_CT01_MatrizEcologica.pdf . Acesso em: 17 set. 2020

DISTRITO FEDERAL. Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Habitação – SEDUH. Evolução Urbana. 2019. Disponível em: <https://www.geoportal.seduh.df.gov.br/mapa/#> . Acesso em: 10 mar. 2020.

DISTRITO FEDERAL. Lei Complementar n.º 951, de 25 de março de 2019. Altera o art. 135 e anexos da Lei Complementar n.º 803, de 25 de abril de 2009, que aprova a revisão

do Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal - PDOT e dá outras providências, e os arts. 4º e 14 da Lei nº 5.022, de 4 de fevereiro de 2013, que dispõe sobre o Estudo Prévio de Impacto de Vizinhança - EIV e dá outras providências. Disponível em: http://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/8815d609bb134b6fa055711bab4e2b49/Lei_Coplementar_951_25_03_2019.html . Acesso em: 18 set. 2020

DJORDJEVIĆ, S.; BUTLER, D.; GOURBESVILLE, P.; MARK, O.; PASCHE, E. New policies to deal with climate change and other drivers impacting on resilience to flooding in urban areas: the CORFU approach. **Environmental Science and Policy**. v. 14, n. 7, p. 864-873, 2011.

FONSECA, S. M.; SANTOS, D. C.; HERMANO, V. M. Geoprocessamento aplicado à análise dos impactos socioambientais urbanos: estudo de caso do bairro Santo Expedito em Buritizeiro/MG. **Revista de Geografia**, v. 30, n. 3, p. 178-191, 2013.

FONTOURA, L. N. J. Planejamento urbano-ambiental: O uso e ocupação do solo no Distrito Federal. **Revista On-line IPOG Especialize**, v. 1, n. 5, 2013.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). Guidelines on urban and peri-urban forestry. FAO Forestry Paper No. 178. Rome. 2016. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i6210e.pdf> Acesso em: 15 set. 2020.

FORMAN, R. T. T.; GORDON, M. **Landscape Ecology**. Nova York: John Willey, 1986.

FREITAS, C. F. S. Regulações territoriais e expansão urbana informal: É possível preservar e incluir? **Paranoá**, n. 19, 2017.

GOMEZ-CHOVA, L.; TUIA, D.; MOSER, G.; CAMPS-VALLS, G. Multimodal classification of remote sensing images: A review and future directions. **Proceedings of the IEEE**, v. 103, n. 9, p. 1560-1584, 2015.

GOUNARIDIS, D.; SYMEONAKIS, E.; CHORIANOPOULOS, I.; KOUKOULAS, S. Incorporating density in spatiotemporal land use/cover change patterns: The case of Attica, Greece. **Remote Sensing**, v. 10, 1034, 2018.

GRIFFITHS, P.; HOSTERT, P.; GRUEBNER, O.; VAN DER LINDEN, S. Mapping megacity growth with multi-sensor data. **Remote Sensing of Environment**, v. 114, p. 426-439, 2010.

GURNEY, K. R.; ROMERO-LANKAO, P.; SETO, K. C.; HUTYRA, L. R.; DUREN, R.; KENNEDY, C.; GRIMM, N. B.; EHLERINGER, J. R.; MARCOTULLIO, P.; HUGHES, S.; PINCETL, S.; CHESTER, M. V.; RUNFOLA, D. M.; FEDDEMA, J. J.; SPERLING, J. Climate change: Track urban emissions on a human scale. **Nature**, v. 525, n. 7568, 2015.

HAASE, D.; LARONDELLE, N.; ANDERSSON, E.; ARTMANN, M.; BORGSTRÖM, S.; BREUSTE, J.; GOMEZ-BAGGETHUN, E.; GREN, A.; HAMSTEAD, Z.; HANSEN, R.; KABISCH, N.; KREMER, P.; LANGEMEYER, J.; RALL, E.; MCPHEARSON, T.;

PAULEIT, S.; QURESHI, S.; SCHWARZ, N.; VOIGT, A.; WURSTER, D.; ELMQVIST, T. A Quantitative Review of Urban Ecosystem Service Assessments: Concepts, Models, and Implementation. **Ambio**, v. 43, p. 413-433. 2014.

HENTZ, A.; CORTE, A. P. D; BETINA, D.; SANQUETTA, C. R. Avaliação da fragmentação dos remanescentes florestais da bacia hidrográfica do Rio Iguaçu - PR, Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, v. 11, n. 21, p. 2842-2858, 2015.

HEPINSTALL-CYMERMAN, J.; COE, S.; HUTYRA, L. R. Urban growth patterns and growth management boundaries in the Central Puget Sound, Washington, 1986–2007. **Urban Ecosystems**, v. 16, p. 109–129, 2013.

HEROLD, M.; GOLDSTEIN, N. C.; CLARKE, K. C. The spatiotemporal form of urban growth: Measurement, analysis and modeling. **Remote Sensing of Environment**, v. 86, p. 286–302, 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Malha municipal 2019. Escala 1:250.000. SGR SIRGAS 2000. 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/15774-malhas.html?=&t=downloads> . Acesso em: 17 set. 2020.

Jl, H.; XING, M.; XIANG, Z.; BAILU, Y.; MIN, L.; WEI-NING X. A long-term analysis of urbanization process, landscape change, and carbon sources and sinks: A case study in China's Yangtze River Delta region. **Journal of Cleaner Production**, v. 141, p. 1040-1050, 2017.

JUNG, M. LecoS - A python plugin for automated landscape ecology analysis. **Ecological Informatics**, v. 31, p. 18–21, 2016.

LI, G.; WU, J. Use and misuse of landscape indices. **Landscape Ecology**, v. 19, p. 389–399, 2004.

LI, X.; ZHOU, W.; OUYANG, Z. Forty years of urban expansion in Beijing: What is the relative importance of physical, socioeconomic, and neighborhood factors? **Applied Geography**, v. 38, p. 1-10, 2013.

LI, G.; SUN, S.; FANG, C. The varying driving forces of urban expansion in China: Insights from a spatial-temporal analysis. **Landscape and Urban Planning**, v. 174, p. 63–77, 2018.

McDONALD, R. I.; GREEN, P.; BALK, D.; FEKETE, B. M.; REVENGA, C.; TODD, M.; MONTGOMERY, M. Urban growth, climate change, and freshwater availability. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, v. 108, n. 15, p. 6312–6317, 2011.

McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. FRAGSTATS v. 4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. 2012. Disponível em: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html> . Acesso em: 08 mai. 2019.

MELCHIORRI, M.; FIORCZYK, A. J.; FREIRE, S.; SCHIAVINA, M.; PESARESI, M.; KEMPER, T. Unveiling 25 years of planetary urbanization with remote sensing: Perspectives from the global human settlement layer. **Remote Sensing**, v.10, 768, 2018.

NEVES, G.; SENA-SOUZA, J. P.; VASCONCELOS, V.; MARTINS, E. S.; COUTO JÚNIOR, A. F. Dinâmica da cobertura da terra do Distrito Federal dentro de suas unidades geomorfológicas. **Sociedade & Natureza**, v. 29, n. 3, p. 383-396, 2018.

NUNES, J. F.; ROIG, H. L. Análise e mapeamento do uso e ocupação do solo da bacia do Alto Descoberto, DF/GO, por meio de classificação automática baseada em regras e lógica nebulosa. **Revista Árvore**, v. 39, n. 1, p. 25-36, 2015.

PAULA, R. P.; SAIS, A. C.; OLIVEIRA, R. E.; OLIVAL, A. A. Sistemas agroflorestais na paisagem rural em Terra Nova do Norte-MT: métricas espaciais no auxílio das políticas de conservação ambiental em áreas de produção familiar. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 52, p. 175-193, 2019.

PENDALL, R. MARTIN, J. FULTON, W. Holding the line: Urban containment in the United States. The Brookings Institution Center on Urban and Metropolitan Policy, Washington, DC (2002). Disponível em: <https://www.brookings.edu/wpcontent/uploads/2016/06/pendallfultoncontainment.pdf>
Acesso em: 2 set. 2020.

RAITH, E. Stadtmorphologie. Annäherungen, Umsetzungen, Aussichten. Springer, Wien, 2000.

REQUIA, W. J.; ROIG, H. L.; KOUTRAKIS, P.; ROSSI, M. S. Mapping alternatives for public policy decision making related to human exposures from air pollution sources in the Federal District, Brazil. **Land Use Policy**, v. 59, p. 375–385, 2016.

ROBINSON, L.; NEWELL, J. P.; MARZLUFF, J. M. Twenty-five years of sprawl in the Seattle region: growth management responses and implications for conservation. **Landscape and Urban Planning**, v. 71, p. 51–72, 2005.

RODRIGUEZ, R. L.; FORS, I. M.; ROBLES, C. M. Six decades of urban green change in a neotropical city: A case study of Xalapa, Veracruz, Mexico. **Urban Ecosystems**, v. 22, p. 609-618, 2019.

ROCHA, N. A.; BORGES, J. L. C.; MOURA, A. C. M. Conflitos das dinâmicas de transformação urbana e ambiental à luz da ecologia da paisagem. **PARC: Pesquisa em Arquitetura e Construção**, v. 7, n. 1, p. 23-34, 2016.

SAHANA, M.; HONG, H.; SAJJAD, H. Analyzing urban spatial patterns and trend of urban growth using urban sprawl matrix: A study on Kolkata urban agglomeration, India. **Science of the Total Environment**, v. 628–629, p. 1557-1566, 2018.

SANTOS, R.; LANDIM, I. A. M.; CORTE, A. P. D.; SANQUETTA, C. R. Dinâmica e fragmentação florestal na sub-bacia do médio Iguazu (PR) no período de 2000 a 2015. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 2, n. 2, p. 76-85, 2017.

SCHNEIDER, A.; WOODCOCK, C. E. Compact, dispersed, fragmented, extensive? A comparison of urban growth in twenty-five global cities using remotely sensed data, pattern metrics and census information. **Urban Studies**, v. 45, n. 3, p. 659–692, 2008.

SEVERO, D. S. Planejamento urbano no Distrito Federal: O caso de Ceilândia. Monografia. Instituto de Ciências Humanas, Departamento de Geografia, Universidade de Brasília, Brasília., 2014, 73 p.

SHIELDS, L. B. E.; GERTZ, T. A.; WILSON, K. C.; FIGG, G. L.; HESTER, S. T.; HONAKER, J. T. The S-curve discontinuity theory predicts the path towards a “well” society and increased longevity. **Medical Hypotheses**, v. 121, p. 99–102, 2018.

SOARES, D. M.; GALVÃO, L. S.; FORMAGGIO, A. R. Crop area estimate from original and simulated spatial resolution data and landscape metrics. **Scientia Agricola**. v. 65, n. 5, p. 459-467, 2008.

THAPA, R. B.; MURAYAMA, Y. Urban growth modeling of Kathmandu metropolitan region, Nepal. **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 35, n. 1, p. 25-34, 2011.

TORRES, R. R.; LAPOLA, D. M.; MARENGO, J. A.; LOMBARDO, M. A. Socioclimatic hotspots in Brazil. **Climatic Change**, v. 115, n. 3–4, p. 597–609, 2012.

UNITED NATIONS. Department for Economic and Social Affairs. World Economic and Social Survey 2013: Sustainable Development Challenges. Nova York, 2013.

Disponível em: https://www.un.org/en/development/desa/policy/wess/wess_current/wess2013/WESS2013.pdf . Acesso em: 15 jun. 2020.

UNITED NATIONS. Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development. A/RES/70/1, General Assembly, 2015, 35 p. Disponível em: https://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E. Acesso em: 15 jun. 2020.

UNITED NATIONS. Department of Economic and Social Affairs. Population Division World Urbanization Prospects: The 2018 Revision. ST/ESA/SER.A/420, Nova York, 2019. Disponível em: <https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-Report.pdf> . Acesso em: 15 jun. 2020.

WUA, J.; JENERETTE, G. D.; BUYANTUYEV, A.; REDMAN, C. L. Quantifying spatiotemporal patterns of urbanization: The case of the two fastest growing metropolitan regions in the United States. **Ecological Complexity**, v. 8, p. 1–8, 2011.

ZHANG, H.; QI, Z.; YE, X.; CAI, Y.; MAA, W.; CHEN, M. Analysis of land use/land cover change, population shift, and their effects on spatiotemporal patterns of urban heat islands in metropolitan Shanghai, China. **Applied Geography**, v. 44, 121e133, 2013.

CAPÍTULO 3

IDENTIFICAÇÃO DE DIFERENTES TIPOS DE COBERTURAS VEGETAIS DO DISTRITO FEDERAL A PARTIR DE DADOS DO SATÉLITE PLANETSCOPE

Giancarlo Brugnara Chelotti^a; Edson Eyji Sano^b

^a Universidade de Brasília, Área Universitária n.º 1 Vila Nossa Senhora de Fátima - CEP 73300-000, Planaltina, DF. E-mail: giancarlo.chelotti@gmail.com

^b Embrapa Cerrados, BR-020 km 18, CEP: 73301-970, Planaltina, DF. E-mail: edson.sano@embrapa.br

RESUMO

O Cerrado, segundo maior bioma brasileiro em área e biodiversidade, sofre há vários anos com o processo de fragmentação, restando menos da metade de sua vegetação original. No Distrito Federal (DF), inserido nesse bioma, essa situação não é diferente. Por esse motivo, o monitoramento eficiente desse bioma é cada vez mais importante. O lançamento da constelação de nanosatélites Dove da empresa Planet Labs que adquirem imagens com resolução espacial de 3 m e revisita diária representa uma oportunidade inovadora para levar esse monitoramento a um novo patamar. Nesse estudo, foram utilizados mosaicos mensais das estações seca e chuvosa e seus respectivos Índices de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), que foram produzidos a partir dessas imagens e disponibilizados pela Iniciativa Internacional de Clima e Florestas da Noruega (NICFI) para identificar diferentes tipos de uso e cobertura vegetal em parte do DF classificada como Zona Ecológico-Econômica de Diversificação Produtiva e Serviços Ecosistêmicos (ZEEDPSE) pelo Zoneamento Ecológico-Econômico do DF (ZEEDF). As imagens foram processadas pelo método de classificação baseada em redes neurais denominada de Random Forest. As áreas de treinamento foram obtidas em campo com uso de uma câmera RGB embarcada em uma Aeronave Remotamente Pilotada (RPA). Os resultados mostraram alta acurácia em termos de índice Kappa ($\geq 0,835$) e índice de similaridade (0,901) em identificar diversas feições do terreno. Os modelos com maior número de variáveis apresentaram maior acurácia. A diferença entre as imagens

classificadas dos períodos chuvoso e seco conseguiram captar a sazonalidade da mudança de cobertura da terra em função da dinâmica agrícola. Os métodos propostos de comparação temporal entre mapas mostraram ser eficientes. Também foi possível analisar a importância de cada banda espectral no resultado das classificações.

Palavras-chave: vegetação, classificação, alta resolução, aprendizado de máquina.

ABSTRACT

The Cerrado, the second largest Brazilian biome in area and biodiversity, has suffered for several years from the fragmentation process, with less than half of its original vegetation remaining. In the Distrito Federal (DF) of Brazil, inserted in this biome, the situation is similar. Thus, an efficient monitoring of this biome is becoming increasingly important. The launch of PlanetScope (PS) satellite represents an innovative opportunity to take this monitoring to a new level. In this study, we evaluated the potential of monthly mosaics produced from daily-based images to identify different types of land use and land cover (LULC) as well as their seasonality as a function of the climatic and agricultural dynamics. Two monthly mosaics were used: one from the rainy season and another from the dry season, as well as their corresponding normalized difference vegetation index (NDVI), in addition to stacking the bands of the two dates. The images were processed by the neural-network-based Random Forest classifier. The training data were obtained in the field using an RGB camera onboard a Remotely Piloted Aircraft (RPA). The results showed high accuracy in terms of Kappa index ($\geq 0,835$) and similarity index (0.901) in identifying several features. Models with more variables showed higher accuracy. The difference in classifications between the images from the rainy and dry periods was able to capture the seasonality of LULC changes as a function of agricultural dynamics. The proposed methods of temporal comparison between maps proved to be efficient. It was also possible to analyze the importance of each spectral band in the result of the classifications.

Keywords: vegetation, classification, high resolution, machine learning.

3.1. Introdução

O Cerrado brasileiro é o segundo maior bioma do país em área e em biodiversidade, correspondendo a cerca de 23% do território, com ocorrência em dezessete estados. Sua vegetação apresenta diversas fisionomias que podem ser agrupadas em formações florestais, savânicas e campestres (RIBEIRO e WALTER, 2008), resultantes da diversidade de solos, de topografia e de climas dessa extensa região. Suas características climáticas são peculiares, com duas estações bem definidas: uma chuvosa, de outubro a abril, e outra seca, de maio a setembro, as quais afetam significativamente o aspecto da paisagem ao longo do ano (SILVA et al., 2008).

A grande expansão da população sobre esse bioma tem acelerado o processo de fragmentação da vegetação, gerando inúmeros problemas ambientais (AQUINO e MIRANDA, 2008). Segundo os dados de 2020 do Projeto Terraclass Cerrado (MMA, 2020), menos da metade da área do bioma ainda mantém vegetação natural primária: 29,3% estão ocupadas por pastagens e 15,9% por atividades agrícolas, englobando agricultura temporária, semiperene, perene e silvicultura. O restante está dividido em outras classes de uso e cobertura da terra, como, por exemplo, a vegetação natural secundária, resultante de um processo de regeneração da vegetação natural, as áreas urbanizadas e os corpos d'água. A alteração da cobertura da terra, que se inicia pela substituição da vegetação nativa, impacta a biodiversidade, os ciclos biogeoquímicos e as relações ecológicas, trazendo consequências até para as mudanças climáticas (AQUINO e MIRANDA, 2008; HISSA et al., 2018; FERREIRA et al., 2021).

Na tentativa de frear a degradação dos biomas, o objetivo 15 da Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável (UN, 2015) visa proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade.

Em razão desses impactos, o mapeamento e monitoramento das alterações na cobertura do solo se torna cada vez mais necessário. O conhecimento sólido sobre a dinâmica da paisagem é essencial para o desenvolvimento de planos de manejo e conservação de ecossistemas e seus serviços tanto em pequena quanto em larga escala (GARCIA e BALLESTER, 2016). A possibilidade de integração de diversas fontes de dados de sensoriamento remoto (multiespectral, radar, aerolevantamentos, entre outros) permite melhorar o desempenho da classificação de materiais na superfície (GOMEZ-CHOVA, 2015).

Nesse sentido, diversos municípios brasileiros começaram a reconhecer os benefícios do uso da geoinformação como ferramenta para melhorar a gestão do seu território (STASSUN e PRADO FILHO, 2012). Apesar disso, o monitoramento tradicional do uso da terra usualmente retrata apenas a situação pretérita das cidades, não sendo capaz de retratar a dinâmica da evolução da ocupação, tampouco auxiliar na previsão de como essa expansão ocorrerá no futuro (CASTRO et al., 2019). Recentemente, foram observados avanços significativos na automação de mapeamentos por imagens de sensoriamento remoto (SRIVASTAVA et al., 2019).

Um exemplo disso é o lançamento da constelação de nanossatélites PlanetScope (PS) que possuem resolução temporal de aproximadamente um dia e resolução espacial próxima de três metros, permitindo a aquisição de um número considerável de imagens sem cobertura de nuvens ao longo do ano (PLANET, 2022). Os mosaicos mensais produzidos a partir de imagens PS divulgados pela Iniciativa Internacional do Clima Florestas da Noruega (NICFI, 2021) são potenciais candidatos para o monitoramento mais eficiente da paisagem, uma vez que esses mosaicos são gerados a partir de imagens com as melhores qualidades radiométricas captadas dentro de um determinado mês em termos de cobertura de nuvens e ângulo de visada em relação a nadir (PANDEY et al., 2021).

Além da melhora na obtenção de dados de sensoriamento remoto, o processamento e classificação desses dados também têm avançado, principalmente com o uso de técnicas de aprendizagem de máquina (MACARRINGUE et al., 2022). Porém, as informações de sensoriamento remoto orbital, por si só, são insuficientes para descrever o uso da terra, necessitando de incorporação de fontes de dados complementares (SRIVASTAVA et al., 2019).

As imagens produzidas por Aeronaves Remotamente Pilotadas (RPA) têm fornecido avanços importantes no monitoramento da paisagem (SINGH e FRAIZER, 2018; PARK, et al., 2019). As imagens de RPA podem ser utilizadas como amostras georreferenciadas de classes de uso e cobertura da terra tanto para treinamento quanto para avaliação de métodos de classificação (HORNING et al., 2020).

O Distrito Federal (DF) apresenta uma extensão relativamente grande de áreas urbanas consolidadas e em expansão, além de grandes extensões de áreas agrícolas e de vegetação natural, com suas diversas fitofisionomias (RIBEIRO e WALTER, 2008; CODEPLAN, 2018; NEVES et al., 2017). Esse mosaico complexo de diferentes

coberturas se torna uma paisagem ideal para testar o potencial de novas geotecnologias no monitoramento ambiental.

O objetivo deste trabalho foi identificar diferentes feições naturais do DF, além de feições decorrentes de ações antrópicas tanto na época chuvosa quanto na época seca por meio de mosaicos mensais do satélite PS disponibilizados pela NICFI.

3.2. Materiais e Métodos

A metodologia aplicada neste trabalho consistiu em coletar amostras de treinamento de nove classes de cobertura da terra (área urbana, massa d'água, solo exposto, cultura agrícola, pastagem, reflorestamento, savana, campos nativos e florestas nativas) com o uso de uma RPA para treinar algoritmos de aprendizagem de máquina para identificar essas classes em mosaicos mensais de imagens PS organizados em diferentes modelos.

A partir disso, foi possível produzir mapas de classificação de uso e cobertura da terra para cada mosaico mensal, bem como por meio do empilhamento de bandas de mais de um mosaico. A avaliação do potencial de uso foi feita pela análise de acurácia de cada classificação, do valor de importância de cada banda e da comparação pixel-a-pixel entre as diversas classificações produzidas (Figura 1).

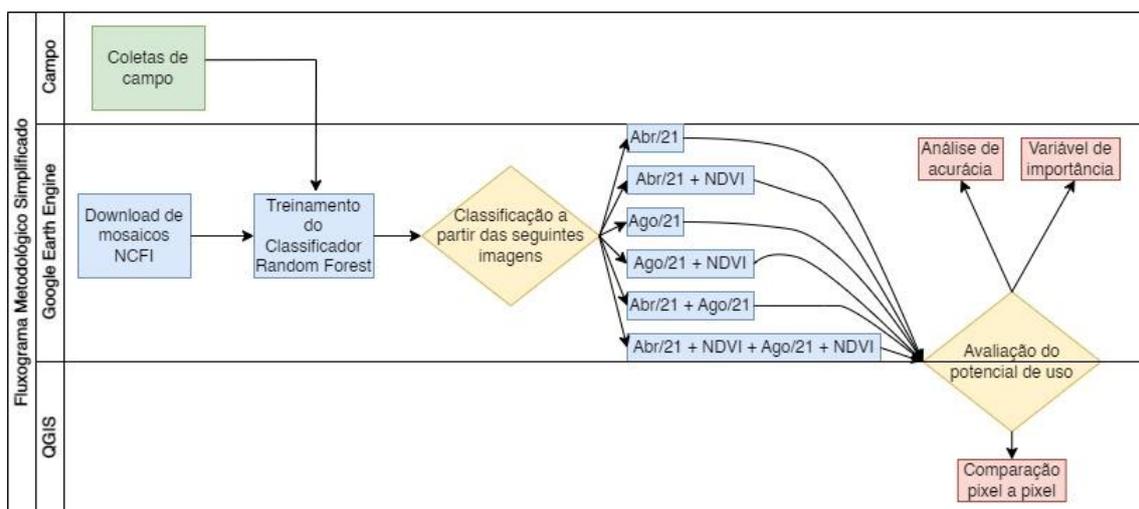


Figura 1. Fluxograma simplificado das etapas metodológicas seguidas neste trabalho.

3.2.1. Área de Estudo

O DF localiza-se entre os paralelos 15° 30' S e 16° 03' S e os meridianos 47° 25' O e 48° 12' O, ocupando uma área de 5.783 km² e englobando sete bacias hidrográficas que abastecem três regiões hidrográficas brasileiras: Paraná, São Francisco e Tocantins Araguaia. Sua rede de drenagem é composta de rios, em sua maioria, perenes, havendo ainda três grandes reservatórios artificiais: Descoberto, Paranoá e Santa Maria (CODEPLAN, 2017). O DF está inserido ainda na ecorregião do Planalto Central, caracterizada por acentuada complexidade geomorfológica, com altitudes variando entre 950 m ao longo dos rios principais e 1.400 m no Planalto do Distrito Federal (NEVES et al., 2018). O clima predominante é o tropical sazonal Aw, segundo o sistema de classificação de Köppen, de verão chuvoso e inverno seco, com temperatura média anual de 22,5 °C e precipitação média anual de 1.200 mm a 1.800 mm (ALVARES et al., 2014). No DF, ocorrem todas as fitofisionomias típicas do bioma Cerrado (RIBEIRO e WALTER, 2008).

O DF já sofre com problemas que podem estar relacionados à perda e fragmentação da vegetação nativa, tais como, poluição ambiental, ilhas de calor e desabastecimento de água (NUNES e ROIG, 2015; REQUIA et al., 2016; CHELOTTI et al., 2019). Em 2015, menos de 50% do território do DF correspondia a áreas naturais (NEVES et al., 2018). Em 2019, sua mancha urbana representava mais de 12% do território (CHELOTTI e SANO, 2021), sendo o restante ocupado por atividades rurais.

Entre os instrumentos de planejamento e gestão territorial do DF, destaca-se o Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE/DF), cujas diretrizes e critérios passam a orientar as políticas públicas distritais voltadas ao desenvolvimento socioeconômico sustentável e à melhoria da qualidade de vida da população (DISTRITO FEDERAL, 2019). Essa norma dividiu o DF em duas grandes zonas: Zona Ecológico-Econômica de Dinamização Produtiva com Equidade (ZEEDPE), onde se concentram as áreas e atividades urbanas, e a Zona Ecológico-Econômica de Diversificação Produtiva e Serviços Ecossistêmicos (ZEEDPSE) (Figura 2). Essa última é destinada a assegurar atividades produtivas que favoreçam a proteção do meio ambiente, a conservação do Cerrado remanescente e a manutenção do ciclo hidrológico. Dessa forma, a expansão urbana nessa zona não é desejável. Para atingir o objetivo do presente estudo, de avaliar o potencial de detecção de feições tanto naturais quanto antrópicas para contribuir com o monitoramento, controle e fiscalização com vistas ao combate ao parcelamento irregular

do solo, previsto no ZEE/DF, foi selecionada a ZEEDPSE como a área de estudo neste capítulo.

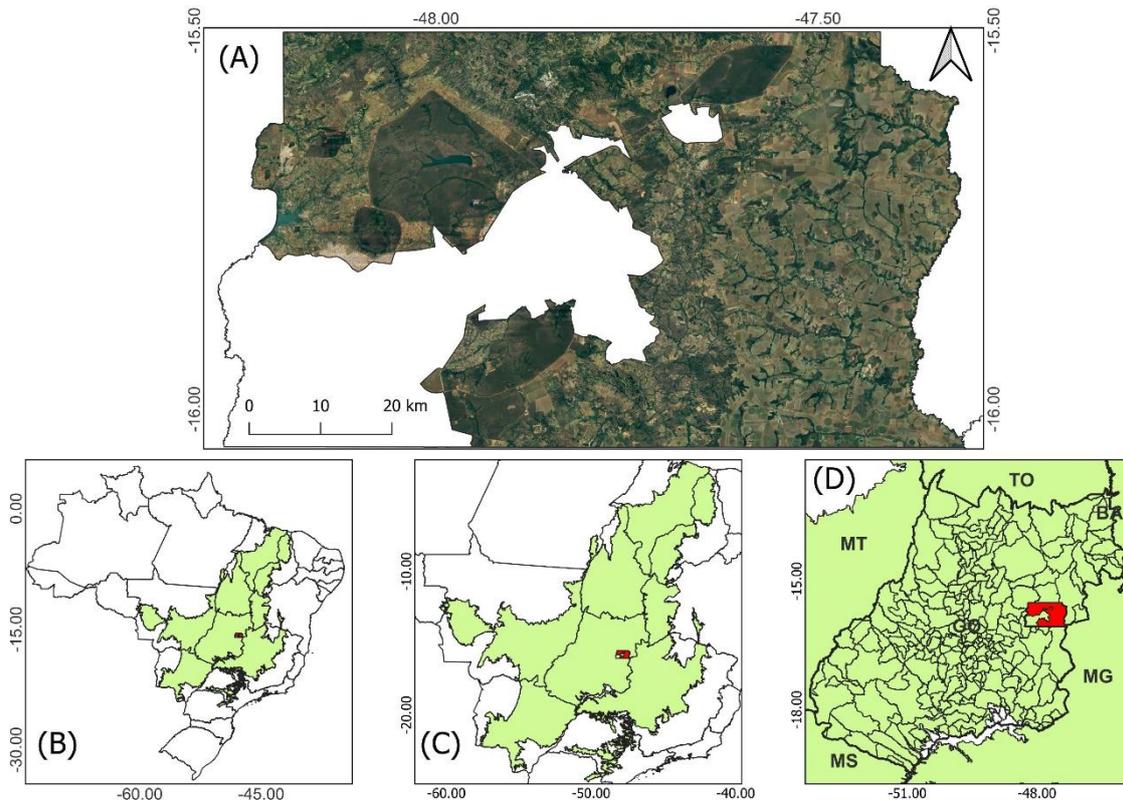


Figura 2. Mosaico de imagens PlanetScope de abril de 2021 da ZEEDPSE no Distrito Federal (A) e sua localização no Brasil (B), no bioma Cerrado (C) e no estado de Goiás (D).

3.2.2. Aquisição de dados

Coletas de Campo

Para avaliar o potencial de identificação de classes de uso e cobertura de terras do bioma Cerrado, foram realizadas campanhas de campo entre os meses de abril e setembro de 2021, período correspondente ao de menor cobertura de nuvens no DF (NASCIMENTO, 2017) e que garante a captação da variabilidade no comportamento espectral dos alvos nos períodos chuvoso e seco. Foram visitados 130 locais, onde foram coletados 1.460 pontos de amostragem que foram previamente definidos com base na interpretação visual de mosaicos de imagens fornecidos pela plataforma Google Earth TM (GOOGLE, s.d.). Para cada local, foi obtida uma imagem a nadir por meio de uma câmera digital RGB embarcada no RPA Phantom Mavic Mini 2 a uma altitude de 100 m do solo. A Figura 3 apresenta exemplos de imagens obtidas para as classes de vegetação analisadas neste trabalho. Considerando-se o sensor e lente do RPA (DJI, 2021), a

distância amostral do solo (GSD) foi de 4,28 cm/pixel. Os metadados de cada imagem contêm as coordenadas geográficas do centroide da imagem.

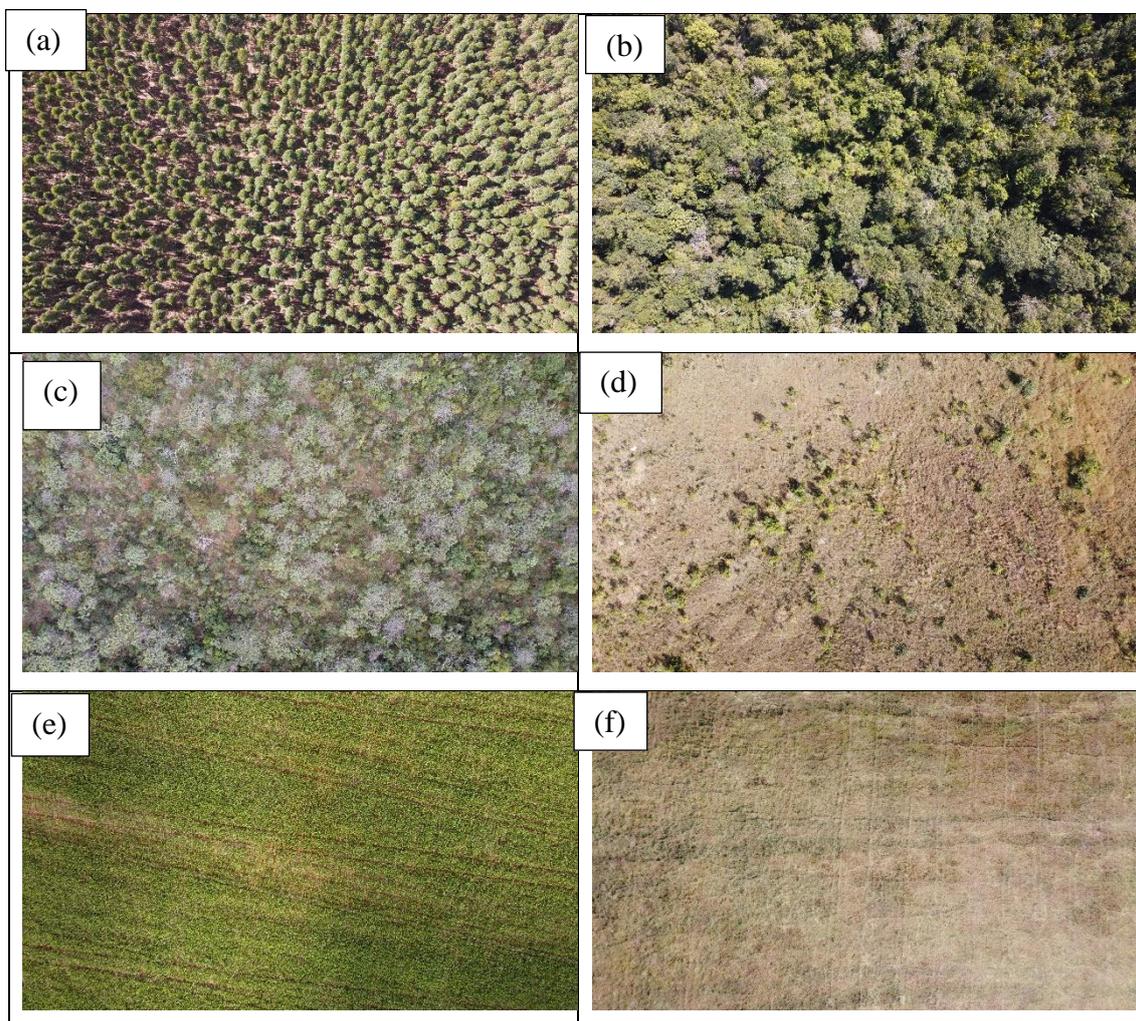


Figura 3. Imagens obtidas por câmera embarcada em RPA a 100 m de altura sobre áreas representativa de reflorestamento, obtida em 8 de maio de 2021 (a); formação florestal nativa, obtida em 8 de maio de 2021 (b); formação savânica nativa, obtida em 8 de maio de 2021 (c); formação campestre nativa, obtida em 3 de junho de 2021 (d); cultura agrícola, obtida em 8 de maio de 2021 (e); e pastagem, obtida em 3 de junho de 2021.

A Tabela 1 apresenta o número de amostras para cada classe. Essas quantidades foram definidas com base nas variações espectrais dos locais em função do clima e da cobertura do solo, bem como na dificuldade de acesso e comportamento espectral (classes com mais chance de confusão foram amostradas em maior número). Classes sem alteração do comportamento espectral em função da sazonalidade climática (área urbana e água, por exemplo) foram amostradas em menor número.

Imagens do satélite PlanetScope

Foram utilizados os mosaicos PS disponibilizados pelo NCIFI para download na plataforma de computação em nuvem *Google Earth Engine* (GORELICK et al., 2017). Esses mosaicos são preparados principalmente para monitorar o desmatamento e a degradação florestal e cobrem uma área limitada entre 30° de latitude norte e 30° de latitude sul, ou seja, a região tropical do mundo. Eles são compostos pelas bandas espectrais no azul (B) (0,455 – 0,515 µm), verde (G) (0,500 – 0,590 µm), vermelho (R) (0,590 – 0,670 µm) e infravermelho próximo (NIR) (0,780 – 0,860 µm) e resolução espacial de 4,77 m (PANDEY et al., 2021). Os produtos são baseados nos dados de reflectância de superfície que são corrigidos atmosféricamente e normalizados para reduzir a variabilidade cena a cena. As linhas de conexão de imagens que compõem um mosaico também são suavizadas para minimizar as bordas das cenas. De acordo com Pandey et al. (2021), os produtos de reflectância de superfície normalizados do PS funcionam bem para aplicações de aprendizagem de máquina.

Tabela 1. Quantidade de amostras por classe de cobertura da terra.

Classe	Amostras
Água	60
Área urbana	100
Cultura agrícola	200
Pastagem	200
Reflorestamento	120
Solo exposto	200
Vegetação nativa - campestre	130
Vegetação nativa - florestal	250
Vegetação nativa – savânica	200
TOTAL	1.460

Foram gerados dois mosaicos da área de estudo, correspondentes aos meses de abril e agosto de 2021. Esses mosaicos foram ainda convertidos em Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) (Eq. 1). NDVI é o índice de vegetação mais popular na literatura e retrata principalmente as diferenças nas atividades fotossintéticas das plantas (TUCKER, 1979).

$$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{Red}}{\rho_{NIR} + \rho_{Red}} \quad (1)$$

Onde ρ é a reflectância de superfície das bandas espectrais do NIR (banda 4) e do vermelho (banda 3), respectivamente.

A partir desses produtos, foram gerados outros conjuntos de imagens por meio de empilhamento de bandas. Dessa forma, foram produzidos um total de seis modelos:

- Modelo 1: bandas R, G, B e NIR de abril de 2021 (quatro bandas)
- Modelo 2: bandas R, G, B, NIR e NDVI de abril de 2021 (cinco bandas)
- Modelo 3: bandas R, G, B e NIR de agosto de 2021 (quatro bandas)
- Modelo 4: bandas R, G, B, NIR e NDVI de agosto de 2021 (cinco bandas)
- Modelo 5: : bandas R, G, B e NIR de abril de 2021 e bandas R, G, B e NIR de agosto de 2021 (oito bandas)
- Modelo 6: bandas R, G, B, NIR e NDVI de abril de 2021 e bandas R, G, B, NIR e NDVI de agosto de 2021 (dez bandas)

3.2.3. Processamento de dados

Todos os atributos resumidos na Tabela 2 foram usados como parâmetros de entrada para classificação pelo método não-paramétrico Random Forest (RF), com uma proporção de subconjunto de treinamento e teste de 60%/40%, utilizando-se a ferramenta *Google Earth Engine* (GORELICK et al., 2017).

Tabela 2. Descrição dos parâmetros de entrada derivados dos mosaicos mensais do PlanetScope para a classificação Random Forest, buscando a discriminação de diferentes tipos de vegetação na SZE do Distrito Federal.

Parâmetro	Descrição
Resolução espacial	4,77 m
Nível de processamento	Mosaicos analíticos normalizados e atmosféricamente corrigidos
Bandas espectrais	Azul (0,455 – 0,515 μm), verde (0,500 – 0,590 μm), vermelho (0,590 – 0,670 μm) e infravermelho próximo (0,780 – 0,860 μm)
Índice de vegetação	NDVI
Mosaicos mensais	Abril de 2021 e agosto de 2021

O método de RF foi proposto por Breiman (2001) para melhorar a precisão da classificação de imagens por meio de várias combinações de subconjuntos aleatórios de árvores. Cada árvore contribui com um voto e a classificação final é feita considerando os votos de todas as árvores da floresta. Testes preliminares com 100, 300, 500 e 1.000 árvores mostraram que a maior quantidade de árvores resultou em um melhor resultado de classificação. As seis combinações de bandas espectrais e índices espectrais foram selecionadas para a classificação de RF.

Os mapas de classificação resultantes foram reamostrados para um pixel de 30m em razão das necessidades de processamento computacionais.

3.2.4. Avaliação estatística dos resultados

Usando o conjunto de dados de validação, obtivemos a matriz de confusão e as seguintes métricas: acurácia global, índice Kappa (COHEN, 1960) e medida da importância das variáveis (VI – variable importance) (BREIMAN, 2001) de cada classificação.

O valor mínimo de acurácia para que os resultados de um mapa classificado baseado em sensoriamento remoto sejam considerados válidos é de 85%, objetivo que a comunidade de sensoriamento remoto tem amplamente aceito como satisfatório na classificação de imagens (LILLESAND et al., 2015; FEIZIZADEH et al., 2022). A estatística Kappa é um método que permite analisar de forma comparativa os resultados das classificações de imagens de sensoriamento remoto (LANDIS e KOCH, 1977). Por esse índice, pode-se mensurar a qualidade de um mapa temático tendo como referência outro mapa temático (NERY et al., 2013). Dessa forma, também é possível comparar a similaridade entre duas classificações por meio desse método.

Em uma classificação RF, para um número fixo de árvores, uma variável com uma pontuação de importância maior em relação a outras variáveis indica que essa variável é mais importante para a classificação. Portanto, em vez de estimar uma relação específica entre as variáveis independentes e a resposta como na modelagem de dados, as medidas de VI são estatísticas robustas que indicam a importância de cada variável na classificação RF (ARCHER e KIMES, 2008).

Além do índice Kappa, as classificações ainda foram analisadas quanto às suas diferenças entre si por meio de álgebra de mapas, comparando-se pixel a pixel. Para isso, foi calculada a similaridade entre classificações por meio da Eq. 2.

$$SC = \frac{\sum pi}{P} \times 100 \quad (2)$$

Onde SC é a similaridade das classificações, pi são os pixels classificados de forma diferente entre dois mapas, e P é o total de pixels da classificação.

Os mapas gerados ainda foram comparados entre si, pixel a pixel, no intuito de espacializar as diferenças e identificar não só as classes, mas também as regiões com maior dificuldade de classificação. Para isso foi realizada a diferença entre cada mapa por meio de álgebra de mapas. Os pixels com valores diferentes de zero em cada diferença foram interpolados por meio do método de interpolação de Kernel (BAILEY E GATREL, 1995), variando de 0 a 33 pixels por hectare, tendo como resultado mapas de calor da diferença entre cada um dos mapas gerados.

3.3. Resultados

A Figura 4 mostra as composições RGB de mosaicos PS da área de estudo (bandas 3, 2 e 1, respectivamente) de abril de 2021 e agosto de 2021. Na composição de abril (final da estação chuvosa), as áreas esverdeadas são ocupadas principalmente por vegetação nativa perenifólia, florestas plantadas e culturas anuais, enquanto as áreas amareladas correspondem principalmente a pastagens cultivadas e as áreas avermelhadas a locais com solo exposto. Em agosto (estação seca), as áreas com cor esverdeada dominante são reduzidas em relação à imagem anterior, pois boa parte das áreas cultivadas estão sem plantio ou com culturas de sequeiro que apresentam coloração amarelada. A vegetação nativa também apresenta coloração transitando do verde para o amarelado. Percebe-se ainda a ocorrência de mais áreas avermelhadas onde havia cultura plantada em comparação à imagem anterior. A época de plantio da safra principal no DF é entre outubro e novembro, com colheita entre abril e maio. Na entressafra, entre maio e outubro, nem todas as áreas são cultivadas em razão da escassez hídrica (BOLFE et al., 2020).

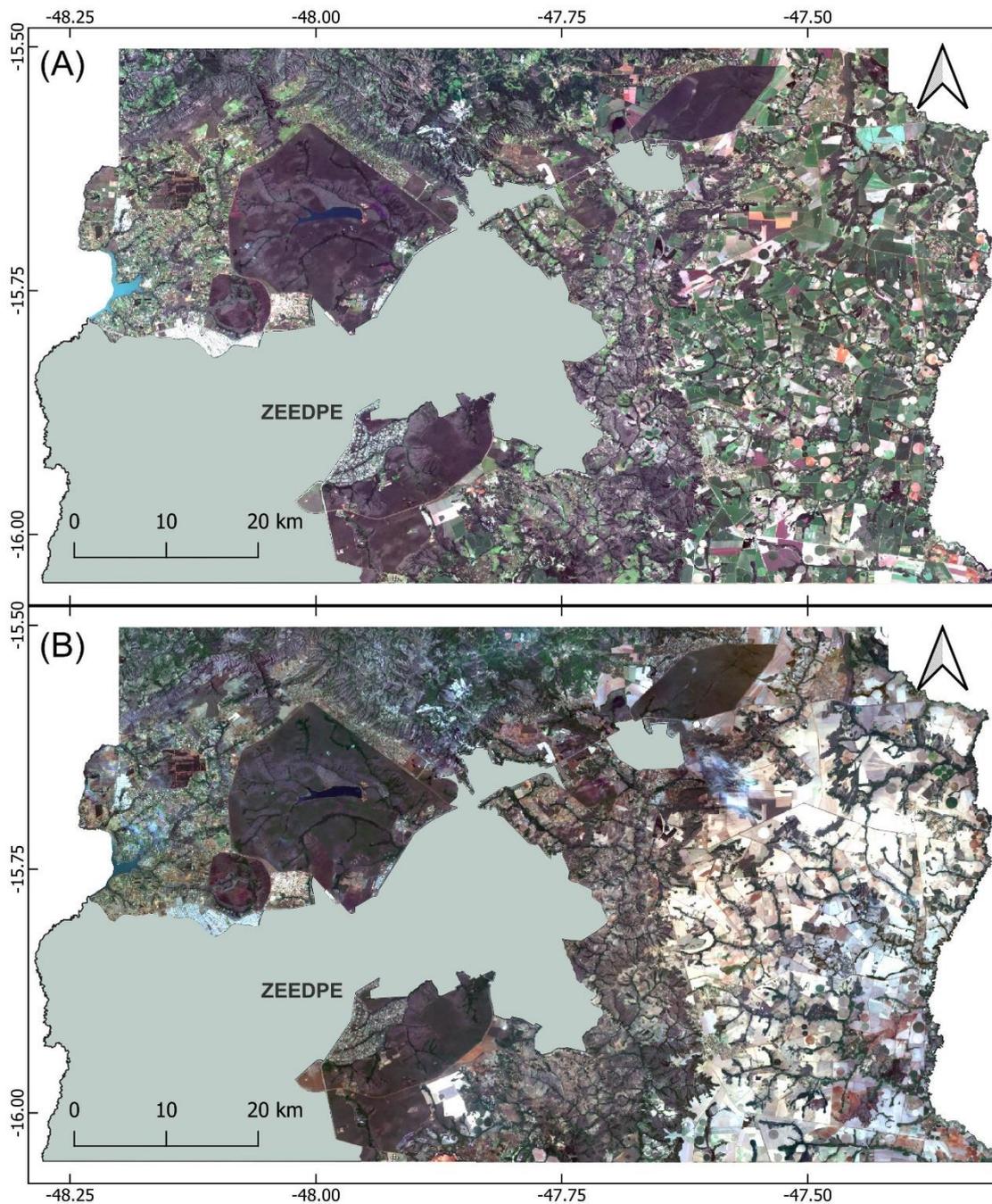


Figura 4. Mosaicos mensais de composições coloridas RGB das bandas 3 (vermelho), 2 (verde) e 1 (azul) do satélite PlanetScope da área de estudo de abril de 2021 (A) e agosto de 2021 (B).

A Figura 5 apresenta os seis mapas de classificação RF gerados nesse estudo. É possível observar que os mapas que possuem apenas as bandas de abril de 2021 possuem mais áreas classificadas como “cultura agrícola” e os mapas que possuem apenas as bandas de agosto de 2021 possuem mais áreas classificadas como “solo exposto”.

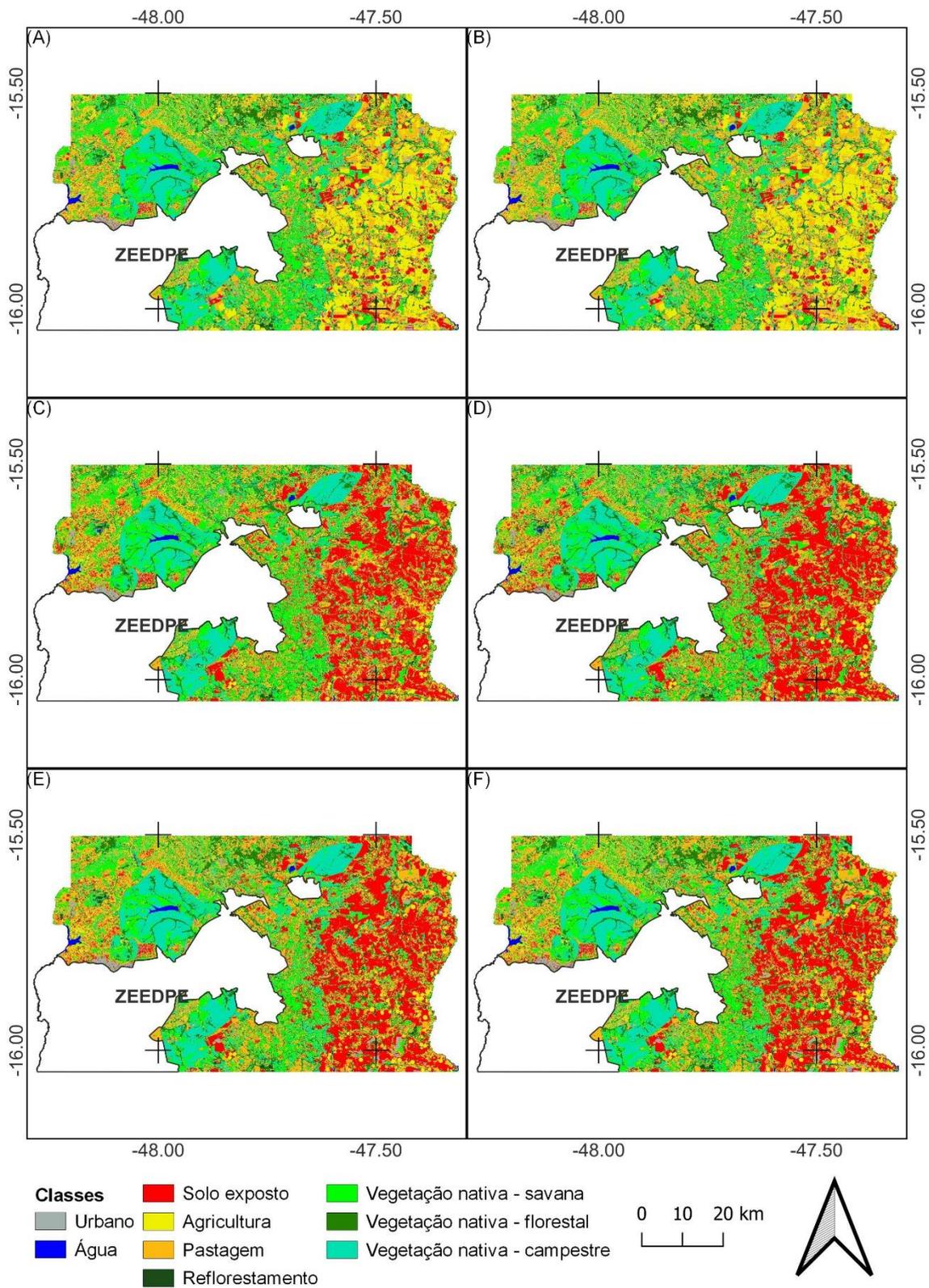


Figura 5. Classificações das imagens PS a partir do Modelo 1 (a); Modelo 2 (b); Modelo 3 (c); Modelo 4 (d); Modelo 5 (e); e Modelo 6 (f).

Já os mapas que foram gerados a partir do empilhamento das bandas das duas datas apresentaram maior similaridade com os mapas de agosto de 2021. A inclusão do

NDVI pouco interferiu no resultado das classificações. As demais classes também pouco variaram entre as diferentes classificações. A Tabela 3 apresenta o percentual de área ocupada por cada classe em cada classificação realizada.

Tabela 3. Percentual de área ocupada por cada classe em cada classificação realizada neste estudo.

Classe	Modelo 1	Modelo 2	Modelo 3	Modelo 4	Modelo 5	Modelo 6
Área urbana	4,6	5,8	3,3	4,5	2,6	3,5
Massa d'água	0,5	0,5	0,5	0,6	0,5	0,5
Solo exposto	7,6	6,2	23,6	26,0	23,6	22,4
Vegetação nativa - savana	17,9	16,7	18,0	16,4	14,8	16,6
Cultura agrícola	18,7	19,0	9,5	7,0	6,5	7,4
Vegetação nativa - florestal	8,2	8,0	10,0	10,2	10,0	10,3
Reflorestamento	2,8	2,9	1,4	1,6	1,7	1,6
Vegetação nativa - campestre	18,3	17,6	14,4	15,9	16,6	16,3
Pastagem	21,4	23,3	19,4	17,8	23,6	21,4

Nas classificações que consideram apenas a cena de abril/21, a área de solo exposto corresponde entre 6,2% a 7,6%, enquanto as áreas agrícolas correspondem entre 18,7% e 19,0%. Já para os demais mapas, a área de solo exposto corresponde entre 22,4% e 26,0%, enquanto as áreas agrícolas correspondem entre 6,5% e 9,5%. Essa variação decorre da sazonalidade climática e do ciclo de colheita da produção agrícola do DF, uma vez que as classificações geradas pelo RF baseiam-se puramente na resposta espectral da cobertura do solo no momento do imageamento, e não no seu uso.

A Figura 6 apresenta o ranqueamento de VI das bandas utilizadas em cada classificação RF. Nos mapas sem o NDVI, a banda do NIR quase sempre foi a mais importante para a classificação. Na presença do NDVI, essa se tornou a mais importante em duas, das três combinações de bandas testadas. Ao se somar o VI das bandas de abril de 2021 e compará-las com o somatório de VI das bandas de agosto de 2021, observa-se que a imagem de agosto é aproximadamente 2,2% mais importante que a imagem de abril na classificação. O NDVI assume esse protagonismo nas classificações justamente por ser um índice baseado nas duas bandas mais importantes para as classificações: vermelho e NIR.

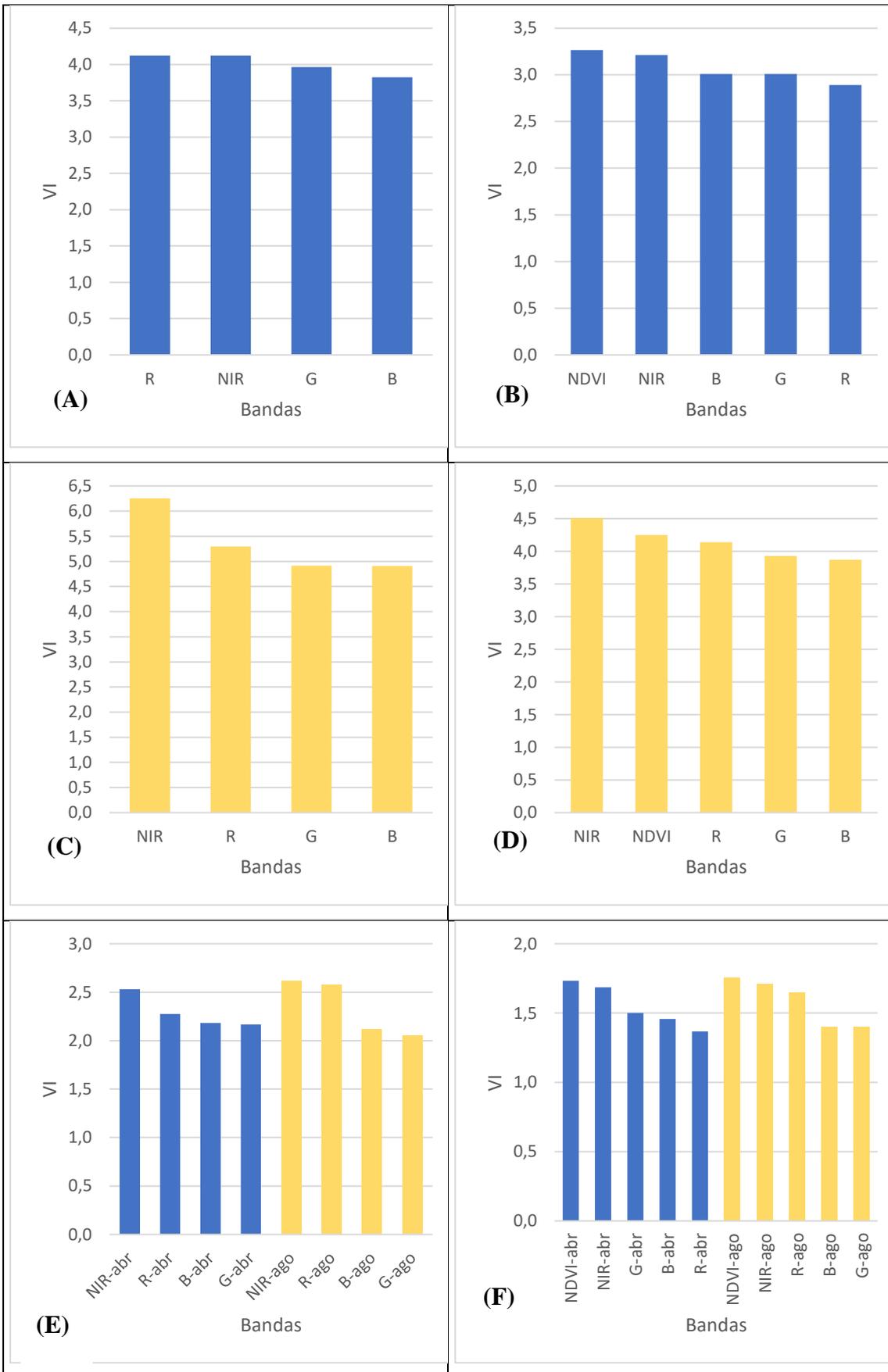


Figura 6. Gráficos de VI das imagens PS a partir dos modelos 1 (A); 2 (B); 3 (C); 4 (D), 5 (E); e 6 (F). Em azul, dos dados de abril de 2021 e, em amarelo, os dados de agosto de 2021.

A Tabela 4 mostra os resultados estatísticos das classificações de RF. Quatro dos seis modelos testados apresentaram acurácia satisfatória, de acordo com Lillesand et al. (2015) e Feizizadeh et al. (2022). As que não atingiram o patamar de 0,85 foram as que consideraram apenas os dados de agosto/21 e seu respectivo NDVI (modelos 3 e 4).

Tabela 4. Resultados estatísticos das classificações RF apresentadas neste estudo.

No.	Atributos	Acurácia global	n° árvores
1	abril 2021 (4 bandas)	0,889	1000
2	abril 2021 + NDVI (5 bandas)	0,891	1000
3	agosto 2021 (4 bandas)	0,849	1000
4	agosto 2021 + NDVI (5 bandas)	0,835	1000
5	abril + agosto 2021 (8 bandas)	0,901	1000
6	abril + agosto 2021 + NDVIs (10 bandas)	0,896	1000

A Figura 7 apresenta os mapas de calor das diferenças entre as classificações indicando as áreas onde há maior diferença em pixels diferentes por hectare. As principais diferenças ocorrem a leste da área de estudo, onde se concentram as maiores áreas agrícolas do Distrito Federal. A diferença de classificação de cobertura da terra nessa região decorre da dinâmica agrícola. A Tabela 5 apresenta o SC, expressa em porcentagem de pixels idênticos entre as classificações, enquanto a Tabela 6 apresenta os índices Kappa entre as classificações.

3.4. Discussão

Os resultados das classificações demonstraram a eficiência do uso dos mosaicos mensais de PS para identificar feições de cobertura de vegetação natural, exótica e antrópicas na terra, bem como para monitorar a sazonalidade e dinâmica temporal da cobertura da terra.

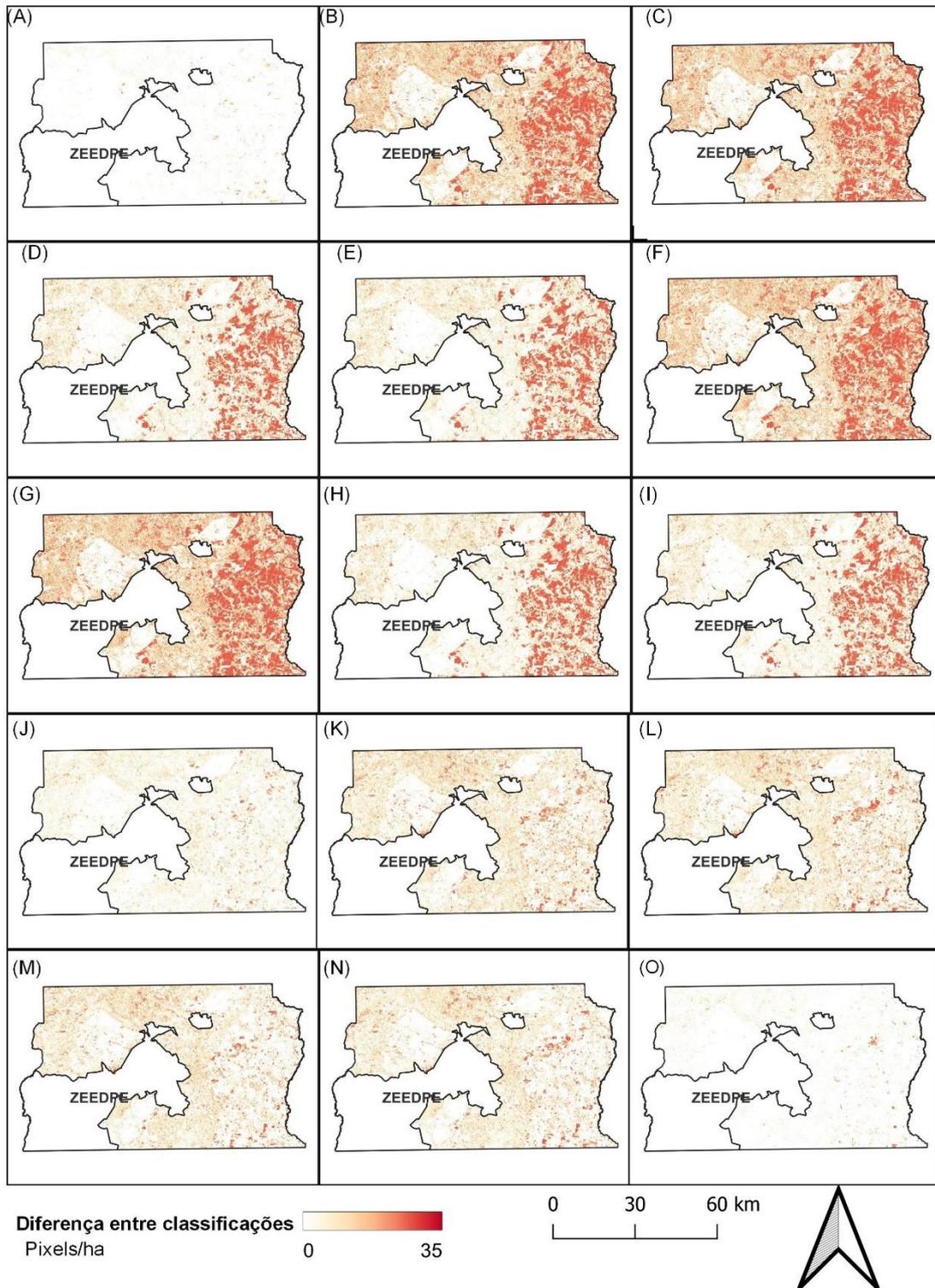


Figura 7. Mapas de calor das diferenças das classificações a partir dos modelos 1 e 2 (a); 1 e 3 (b); 1 e 4 (c); 1 e 5 (d); 1 e 6 (e); 2 e 3 (f); 2 e 4 (g); 2 e 5 (h); 2 e 6 (i); 3 e 4 (j); 3 e 5 (k); 3 e 6 (l); 4 e 5 (m); 4 e 6 (n); e 5 e 6, expressas em pixels/ha.

Tabela 5. Similaridade entre as classificações, expressa em porcentagem.

Modelo	1	2	3	4	5	6
1	100					
2	93,81	100				
3	61,77	61,02	100			
4	60,89	60,02	84,47	100		
5	72,87	72,48	76,89	78,78	100	
6	73,33	73,02	76,85	79,30	92,28	100

Tabela 6. Índice Kappa entre as classificações.

Modelo	1	2	3	4	5	6
1	1,00					
2	0,93	1,00				
3	0,547	0,539	1,00			
4	0,538	0,529	0,814	1,00		
5	0,68	0,674	0,722	0,745	1,00	
6	0,684	0,680	0,722	0,752	0,907	1

3.4.1. Acurácia das classificações e aplicações dos dados PS

O fato de os dados PS serem de alta resolução espacial (4,77 m) e temporal (diária) é inovador. Em geral, a maioria das atividades de monitoramento do bioma Cerrado usando dados de sensoriamento remoto é realizada a partir de imagens de satélite com média ou baixa resolução espacial, tipicamente de 10 m a 250 m, e baixa resolução temporal, tipicamente de 16 a 30 dias (OLIVEIRA et al., 2020). Porém, para locais onde os imóveis rurais são menores, como é o caso do DF, cujo tamanho médio do imóvel rural é de 16,2 ha (DISTRITO FEDERAL, 2017), os mosaicos mensais do satélite PS oferecem uma possibilidade mais promissora de discriminar diversos tipos de vegetação e também de culturas agrícolas nas áreas rurais. Além disso, a alta frequência de revisita tem potencial para identificar alterações na resposta espectral dos diferentes tipos de vegetação em curtos períodos de tempo, melhorando a capacidade de monitoramento em função do clima e até do crescimento vegetativo de culturas agrícolas (e.g., SANO et al., 2023).

Em relação à resolução espectral, apesar da baixa qualidade radiométrica e falta de calibração da constelação PS, característica comum aos nanosatélites, as quatro bandas espectrais foram suficientes para gerar produtos de mapeamento satisfatórios, como revela a análise de precisão (Tabela 3), que é uma indicação de que as limitações

espectrais e radiométricas foram compensadas pelas resoluções temporais e espaciais mais altas. Fato semelhante foi observado por Parente et al. (2019).

Já o empilhamento das imagens das duas datas resultou em uma classificação mais precisa e mais próxima dos modelos que utilizaram apenas a imagem de agosto de 2021. A maior acurácia pode ser explicada pela maior janela temporal utilizada na construção das métricas espectral-temporal e maior variabilidade do espaço de feições analisado pelo RF, o que tende a aumentar a sua capacidade de discriminar alvos (PARENTE et al., 2019).

Outra vantagem em relação aos satélites mais comumente usados é a possibilidade de obtenção de mosaicos mensais em período chuvoso. Em geral, as imagens apresentam alta cobertura de nuvens durante esse período. A alta resolução temporal dos dados do PS garantiu a obtenção de imagens sem cobertura de nuvens da área de estudo, inclusive para o mês chuvoso.

O uso do RPA para coleta de dados se mostrou uma estratégia adequada, uma vez que a utilização das imagens PS exige uma estratégia de amostragem compatível com dados de altíssima resolução espacial e representativos da área de estudo (PARENTE et al., 2019).

Nesse estudo, as imagens de RPA não foram utilizadas para treinar o algoritmo RF, apenas para informar a localização de cada classe. Contudo, a resolução centimétrica das imagens de RPA possuem alta correlação com as imagens PS, e a facilidade de se obter dados também parece levar a um potencial correlação espacial, espectral e temporal entre esses dois dados (PASCUAL et al., 2022). A maior parte dos estudos de mapeamento com RPA é realizada para áreas de pequena escala (DE LUCA et al., 2019; GUERRA-HERNANDES et al., 2021). No entanto, esse estudo foi bem-sucedido no uso do RPA para uma área relativamente grande.

3.4.2. Diferenças entre as classificações

A mudança de classificação de algumas áreas de “cultura agrícola” na imagem de abril de 2021 para “solo exposto” na imagem de agosto de 2021 demonstra que o PS consegue identificar a variação sazonal da dinâmica agrícola descrita por Bolfé et al. (2020), no qual a maior parte das culturas só começam a ser plantadas em outubro e novembro. A maior variação na região leste da área de estudo, onde se concentram as atividades agrícolas (NEVES et al., 2017; CODEPLAN, 2020), conforme indicado pelos

mapas de calor (Figura 3.5) são decorrentes da sazonalidade da cobertura do solo em função da dominância de culturas de colheita simples.

A maior semelhança com as classificações que utilizam apenas a imagem de agosto de 2021 pode ser explicada por dois fatores: i) maior VI da banda do vermelho e do NDVI de agosto de 2021 em relação a abril de 2021; e ii) a maior parte dos pontos coletados em campo terem sido coletados em período entre safra, em razão da dificuldade de se coletar dados com RPA em período chuvoso. Isso também explica o fato de as classificações que possuem maior acurácia serem as que consideram as duas datas (modelos 5 e 6) e serem visualmente mais próximas dos modelos que consideraram apenas as imagens de agosto de 2021 (modelos 3 e 4), apesar desses dois serem os modelos com menor acurácia.

Os dados mais relevantes para o mapeamento de vegetação dependem das imagens adquiridas nos meses da estação chuvosa, quando apresentam maior variação no vigor vegetativo e as áreas agrícolas mudam de solo exposto para o pico de crescimento. Já os dados mais relevantes para o mapeamento de solo exposto dependem de imagens da estação seca, quando esses apresentam a menor umidade, gerando respostas espectrais mais próximas do coletado em laboratório (MAYNARD e LEVI, 2017).

O uso do índice Kappa para comparar a similaridade entre duas classificações a partir de mosaicos mensais de alta resolução espacial revela uma nova aplicação para esse índice. Tradicionalmente, o índice Kappa é utilizado para validar mapas e mensurar sua qualidade tendo, como referência, outro mapa temático (NERY et al., 2013). Alternativamente, a estatística Kappa também tem sido amplamente utilizada para comparar mapas obtidos por meio de diferentes satélites (e.g., AWAD, 2018; BASHEER et al., 2022) e diferentes métodos (e.g., MACHADO e RODRIGUES, 2020; GANEM et al., 2017). Porém, a nova abordagem proposta nesse estudo permitiu o uso do índice Kappa para comparação temporal entre mapas, bem como o efeito da inclusão de mais variáveis a um modelo em imagens de alta resolução espacial.

Ao se adaptar a tabela proposta por Landis e Koch (1977) para uma versão de similaridade entre mapas, pode-se obter resultados similares aos mostrados na Tabela 7. Nesse caso, a inclusão da variável NDVI nos modelos mantém os mapas com alta similaridade. Os mapas menos semelhantes entre si são aqueles que consideram apenas os dados de abril de 2021 em relação aos que consideram apenas os dados de agosto de 2021. Ainda assim, possuem alta similaridade, em razão praticamente de só haver alteração em duas classes, em função da sazonalidade das culturas agrícolas do DF. Já os

mapas que incorporam as duas datas possuem muito alta similaridade com todos os que consideram apenas uma data, entretanto, são mais similares às classificações que consideram apenas a data de agosto de 2021.

Tabela 7. Adaptação das classes do índice Kappa para análise de similaridade entre classificações

Intervalo do índice Kappa	Similaridade entre mapas
< 0,00	Nenhuma
0,00 - 0,2	Muito baixa
0,2 - 0,4	Razoável
0,4 - 0,6	Alta
0,6 - 0,8	Muito Alta
0,8 - 1,0	Altíssima

Fonte: Adaptado de Landis e Koch (1977)

O índice Kappa e a metodologia SC, analisadas nesse estudo, possuem resultados semelhantes, demonstrando certa redundância. Enquanto o índice Kappa analisa a probabilidade de um local ser classificado com a mesma classe de outro mapa, o SC considera todos os pixels e retorna o percentual de pixels classificados identicamente entre os dois mapas. A semelhança dos valores entre esses dois métodos demonstra que SC também é eficiente para comparação entre classificações, podendo ser considerada uma metodologia alternativa para comparação entre classificações e até como análise de qualidade de um mapa.

3.5. Conclusão

Este trabalho maximiza o potencial de uso dos mapas base tropicais NICFI. Por se tratar de um produto novo, as potencialidades de uso dos mosaicos mensais PS ainda não foram totalmente exploradas. Esse estudo buscou abrir possibilidades de aplicação dessa nova tecnologia. Quanto a isso, os mosaicos mensais do PS se mostraram eficientes para identificar diferentes tipos de vegetação, tanto naturais, quanto antropizadas. Além disso, foram capazes de identificar as mudanças sazonais da cobertura do solo decorrentes das atividades agrícolas.

Outros achados interessantes desse estudo foram:

- a) As bandas do vermelho e NIR foram as mais importantes para a classificação, porém, quando incorporada à variável NDVI, essa se sobressai sobre as demais.
- b) A época de coleta de dados de treinamento tem influência no resultado da classificação.
- c) A incorporação de mais variáveis a um modelo tende a aumentar sua acurácia.
- d) Tanto o Kappa quanto o SC, proposto nesse artigo, podem ser bons métodos de comparação temporal entre mapas de alta resolução espacial.

Referências

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAVOREK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711–728, 2014.

AQUINO, F. G.; MIRANDA, G. H. B. Consequências ambientais da fragmentação de habitats no Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. **Cerrado: Ecologia e Flora**. Planaltina: Embrapa Cerrados; Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. 2 v., 1.279 p.

ARCHER, K. J.; KIMES, R. V. Empirical characterization of random forest variable importance measures. **Computational Statistics & Data Analysis**, v. 52, n. 4, p. 2249–2260, 2008.

AWAD, M. M. Forest mapping: A comparison between hyperspectral and multispectral images and technologies. **Journal of Forest Research**, v. 29, p. 1395–1405, 2018.

BAILEY, T. C.; GATRELL, A. C. Interactive spatial data analysis. London: Longman Scientific & Technical Essex, 1995. 413p.

BASHEER, S.; WANG, X.; FAROOQUE, A. A.; NAWAZ, R. A.; LIU, K.; ADEKANMBI, T.; LIU, S. Comparison of land use land cover classifiers using different satellite imagery and machine learning techniques. **Remote Sensing**, v. 14, 4978, 2022.

BOLFE, E. L.; SANO, E. E.; CAMPOS, S. K. **Dinâmica Agrícola no Cerrado. Análise e Projeções**. Brasília: Embrapa, 2020.

BREIMAN, L. Random Forests. **Machine Learning**, v. 45, p. 5–32, 2001.

CASTRO, K. B.; ROIG, H. L.; NEUMANN, M. R. B.; ROSSI, M. S.; SERAPHIM, A. P. A. C. C.; RÉQUIA JUNIOR, W. J.; COSTA, A. B. B.; HOFER, R. New perspectives in land use mapping based on urban morphology: A case study of the Federal District, Brazil. **Land Use Policy**, v. 87, 104032, 2019.

CHELOTTI, G. B.; MARTINEZ, J. M.; ROIG, H. L.; OLIVIETTI, D. Space-temporal analysis of suspended sediment in low concentration reservoir by remote sensing. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 24, e17, 2019.

CHELOTTI, G. B.; SANO, E.E. **Sessenta anos de ocupação urbana na capital do Brasil: Padrões, vetores e impactos na paisagem**. Brasília: CODEPLAN, Texto para Discussão, n. 73, 2021.

CODEPLAN. Companhia de Planejamento do Distrito Federal. **Atlas do Distrito Federal**. Brasília: CODEPLAN, 2017, 114 p.

COHEN, J. A coefficient of agreement for nominal scales. **Educational and Psychological Measurement**, v. 20, n. 1, p. 37-46, 1960.

DE LUCA, G. N.; SILVA, J.; CERASOLI, S.; ARAÚJO, J.; CAMPOS, J.; DI FAZIO, S.; MODICA, G. Object-based land cover classification of cork oak woodlands using UAV imagery and Orfeo ToolBox. **Remote Sensing**, v. 11, 1238, 2019.

DISTRITO FEDERAL. **Lei nº 6.269, de 29 de janeiro de 2019**. Institui o Zoneamento Ecológico-Econômico do Distrito Federal - ZEE-DF em cumprimento ao art. 279 e ao art. 26 do Ato das Disposições Transitórias da Lei Orgânica do Distrito Federal e dá outras providências. Disponível em: https://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/912a61dfc1134ffebb691aa3e864673e/Lei_6269_29_01_2019.html. Acesso em: 05 fev. 2023.

DJI. **DJI Mini 2. Manual do Usuário**. v 1.4, 2021.06. 52 p. Disponível em: <https://www.dji.com/br/mini-2> Acesso em: 30 ago. 2021.

FERREIRA, R. B.; PARREIRA, M. R; NABOUT, J. C. The impact of global climate change on the number and replacement of provisioning ecosystem services of Brazilian Cerrado plants. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, 731, 2021.

FEIZIZADEH, B.; DARABI, S.; BLASCHKE, T.; LAKES, T. QADI as a new method and alternative to Kappa for accuracy assessment of remote sensing-based image classification. **Sensors**, v. 22, 4506, 2022.

GANEM, K. A.; BAPTISTA, G. M. M.; FRANCA ROCHA, W. J. S.; VASCONCELLOS, R. N.; ROSA, M. R.; SOUZA, D. T. M. Comparação entre dados com e sem correção atmosférica na classificação de cobertura da terra em uma área de caatinga utilizando o Google Earth Engine. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 6, p. 1053-1074, 2017.

GARCIA, A. S.; BALLESTER, M. V. R. Land cover and land use changes in a Brazilian Cerrado landscape: drivers, processes, and patterns. **Journal of Land Use Science**, v. 11, n. 5, p. 538-559. 2016.

GOOGLE. **Google Earth Pro** 7.3.6.9345, 2022. Disponível em: <https://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth/> Acesso em: 4 abr. 2023.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18–27, 2017.

GUERRA-HERNÁNDEZ, J.; DÍAZ-VARELA, R. A.; ÁVAREZ-GONZÁLEZ, J. G.; RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, P. M. Assessing a novel modelling approach with high resolution UAV imagery for monitoring health status in priority riparian forests. **Forest Ecosystems**, v. 8, 61, 2021.

HISSA, L. D. V.; MÜLLER, H.; AGUIAR, A. P. D.; Hostert, P.; Lakes, T. Historical carbon fluxes in the expanding deforestation frontier of Southern Brazilian Amazonia (1985–2012). **Regional Environmental Change**, v. 18, p. 77–89, 2018.

HORNING, N.; FLEISHMAN, E.; ERSTS, P. J.; FOGARTY, F. A.; ZILLIG, M. W. Mapping of land cover with open-source software and ultra-high-resolution imagery acquired with unmanned aerial vehicles. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, v. 6, n. 4, p. 487–497, 2020.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977.

LILLESAND, T.; KIEFER, R. W.; CHIPMAN, J. **Remote sensing and image interpretation**. John Wiley & Sons, 2015.

MACARRINGUE, L. S.; BOLFE, E. L.; PEREIRA, P. R. M. Developments in land use and land cover classification techniques in remote sensing: A review. **Journal of Geographic Information System**, v. 14, p. 1-28, 2022.

MACHADO, A. M. B.; RODRIGUES, T. C. S. Comparação de métodos de classificação para o mapeamento da cobertura da terra no setor norte da ilha do Maranhão. **Geociências**, v. 39, n. 4, p. 1129-1140, 2020.

MAYNARD, J. J.; LEVI, M. R. Hyper-temporal remote sensing for digital soil mapping: Characterizing soil-vegetation response to climatic variability. **Geoderma**, v. 285, p. 94–109, 2017.

MCHUGH, M. L. Interrater Reliability: The Kappa Statistic. **Biochemia Medica**, v. 22, p. 276–282, 2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Nota Técnica - TerraClass Cerrado 2020. Brasília, 2020, 67 p. Disponível em: <https://www.terraclass.gov.br/geoportall-cerrado/> Acesso em: 25/05/2023

NASCIMENTO, D. T. F. Caracterização ambiental do Estado de Goiás e Distrito Federal como insumo à gestão dos recursos hídricos. **Revista Sapiência**, v. 6, n. 2, p. 34-50, 2017.

NERY, C. V. M.; OLIVEIRA, D. B.; ABREU, L. H. G. Estudo comparativo entre os índices NDVI obtidos a partir dos sensores Landsat 5 - TM e Resourcesat - Liss III. **Caminhos de Geografia**, v. 14, n. 46, p. 160–167, 2013.

NEVES, G.; SENA-SOUZA, J. P.; VASCONCELOS, V.; MARTINS, E. S.; COUTO JÚNIOR, A. F. Dinâmica da cobertura da terra do Distrito Federal dentro de suas unidades geomorfológicas. **Sociedade & Natureza**, v. 29, n. 3, p. 383-396, 2018.

NUNES, J. F.; ROIG, H. L. Análise e mapeamento do uso e ocupação do solo da bacia do Alto Descoberto, DF/GO, por meio de classificação automática baseada em regras e lógica nebulosa. **Revista Árvore**, v. 39, n. 1, p. 25-36, 2015.

OLIVEIRA, M. T.; CASSOL, H. L. G.; GANEM, K. A.; DUTRA, A. C.; PRIETO, J. D.; ARAI, E.; SHIMABUKURO, Y. E. Mapeamento da vegetação do Cerrado – Uma revisão das iniciativas de sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 72, p. 1250-1274, 2020.

PANDEY, P.; KINGTON, J.; KANWAR, A.; CURDOGLO, M. **Addendum to Planet basemaps product specifications. NICFI basemaps**. Revision: v02. NICFI, 2021. Disponível em: https://assets.planet.com/docs/NICFI_Basemap_Spec_Addendum.pdf Acesso em: 08 fev, 2023.

PARENTE, L.; TAQUARY, E.; SILVA, A. P.; SOUZA, C.; FERREIRA, L. Next generation mapping: Combining deep learning, cloud computing, and big remote sensing data. **Remote Sensing**, v. 11, 2881, 2019.

PARK, J. Y.; MULLER-LANDAU, H. C.; LINCHSTEIN, J. W., RIFAI, S. W.; DANDOIS, J. P.; BOHLMAN, S. A. Quantifying leaf phenology of individual trees and species in a tropical forest using unmanned aerial vehicle (UAV) images. **Remote Sensing**, v. 11, 1534, 2019.

PASCUAL, A.; TUPINAMBÁ-SIMÕES, F.; GUERRA-HERNÁNDEZ, J.; BRAVO, F. High-resolution planet satellite imagery and multi-temporal surveys to predict risk of tree mortality in tropical eucalypt forestry. **Journal of Environmental Management**, v. 310, 114804, 2022.

PLANET. **Planet imagery product specifications**. 2022. Disponível em: https://assets.planet.com/docs/Planet_Combined_Imagery_Product_Specs_letter_screen.pdf. Acesso em: 08 fev, 2023.

RÉQUIA Jr., E. J.; ROIG, H. L.; KOUTRAKIS, P. A novel land use approach for assessment of human health: The relationship between urban structure types and cardiorespiratory disease risk. **Environment International**, v. 85, p. 334-342, 2015.

RIBEIRO, J. F.; WLATER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. **Cerrado: Ecologia e Flora**. Embrapa Cerrados: Planaltina, DF; Embrapa Informação Tecnológica: Brasília, DF. 2008, 2 v., 1.279 p.

SANO, E. E.; BOLFE, E. L.; PARREIRAS, T. C.; BETTIOL, G. M.; VICENTE, L. E.; SANCHES, I. D.; VICTORIA, D. C. Estimating Double Cropping Plantations in the Brazilian Cerrado through PlanetScope Monthly Mosaics. **Land**. 2023; 12(3):581. <https://doi.org/10.3390/land12030581>

SILVA, F. A. M.; ASSAD, E. D.; EVANGELISTA, B. A. Caracterização climática do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. **Cerrado: Ecologia e Flora**. Embrapa Cerrados: Planaltina, DF; Embrapa Informação Tecnológica: Brasília, DF. 2008, 2 v., 1.279 p.

SINGH, K.; FRAIZER, A. E. A meta-analysis and review of unmanned aircraft system (UAS) imagery for terrestrial applications. **International Journal of Remote Sensing**, v. 39, n. 15-16, p. 5078-5098, 2018.

SRIVASTAVA, S.; VARGAS-MUÑOZ, J. E.; DEVIS T. Understanding urban land use from the above and ground perspectives: A deep learning, multimodal solution. **Remote Sensing of Environment**, v. 228, p. 129-143, 2019.

STASSUN, C. C. S.; PRADO FILHO, K. Geoprocessamento como prática biopolítica no governo municipal. **Revista de Administração Pública**, v. 46, n. 6, p. 1649-1669, 2012.

TUCKER, C. J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. **Remote Sensing of Environment**, v. 8, p. 127–150, 1979.

UNITED NATIONS. Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development. A/RES/70/1. 2015. Disponível em: <https://sdgs.un.org/publications/transforming-our-world-2030-agenda-sustainable-development-17981> Acesso em: 29 julho 2023

CAPÍTULO 4

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O DF sofre uma dupla pressão antrópica sobre seus recursos naturais, seja em função da forte expansão urbana, que já ocupa mais de 12% do seu território, seja pelo uso agropecuário, restando menos de 50% do seu território preservado.

A geração de conhecimento científico acerca do desenvolvimento urbano e rural no DF revela-se de suma importância para o processo de tomada de decisões no estabelecimento de políticas públicas de planejamento territorial. Adicionalmente, a identificação dos elementos desencadeadores das ocupações e a compreensão de sua dinâmica de crescimento e estabilização podem auxiliar na prevenção, controle e combate à utilização inadequada do solo. De forma similar, a adoção de tecnologias emergentes no monitoramento do uso e cobertura da terra pode representar um avanço significativo na preservação e no aproveitamento sustentável do ecossistema do Cerrado.

Em seu segundo capítulo, esta tese demonstrou, por meio de uma nova abordagem metodológica, como ocorre a expansão urbana no DF. As métricas de paisagem, classicamente utilizadas em análises ecológicas, mostraram-se aplicáveis ao estudo da morfologia da mancha urbana, trazendo respostas consistentes. Ao demonstrar os padrões espaciais da expansão urbana, ficou provado que as ocupações urbanas irregulares ocorrem principalmente em áreas destinadas à concessão pública para uso rural, com parcelamento sucessivo dessas glebas e adensamento de ocupações, até que essa ocupação mude de um padrão rural para urbano. Esse crescimento urbano continua acelerado e sem sinais de desaceleração no curto prazo, associado a uma perda de eficiência das normas sobre limites ao crescimento urbano.

Já o terceiro capítulo apresentou algumas potencialidades de uso das imagens PS para identificação e monitoramento da vegetação no Cerrado. A alta resolução espacial e temporal, associada a alta acurácia das classificações e a simplicidade e replicabilidade do método aqui utilizado podem permitir que o Poder Público melhore significativamente seus processos de monitoramento e fiscalização ambiental. A incorporação de mais variáveis (bandas) aumentou a acurácia das classificações. O índice Kappa se mostrou aplicável como método comparativo de análise sazonal de classificações. Além disso, o SC demonstrou ser um método alternativo ao índice Kappa.

As conclusões aqui obtidas são importantes, mas também abrem caminho para estudos futuros. Sugere-se ampliar a aplicação das métricas de paisagem nos estudos sobre morfologia urbana, incorporando outras métricas ainda não testadas, bem como a incorporação de outras fontes de dados nas análises multitemporais. As conclusões do segundo capítulo também apontam para a necessidade do desenvolvimento de pesquisas que levem à redução dos impactos ambientais urbanos, tais como criação e gestão de áreas verdes urbanas e cidades sustentáveis.

Os mosaicos PS também possuem diversas possibilidades de aplicação para estudos futuros, dentre as quais incluem-se: i) a análise anual da dinâmica da vegetação, tanto nativa, quanto de plantações; e ii) exploração do potencial de identificação de novas manchas urbanas.

Outra ferramenta que merece destaque é o RPA, o qual provou ser aplicável em estudos de larga escala. Sugerimos avançar os estudos referentes à correlação espectral entre as imagens de RPA e orbitais.