

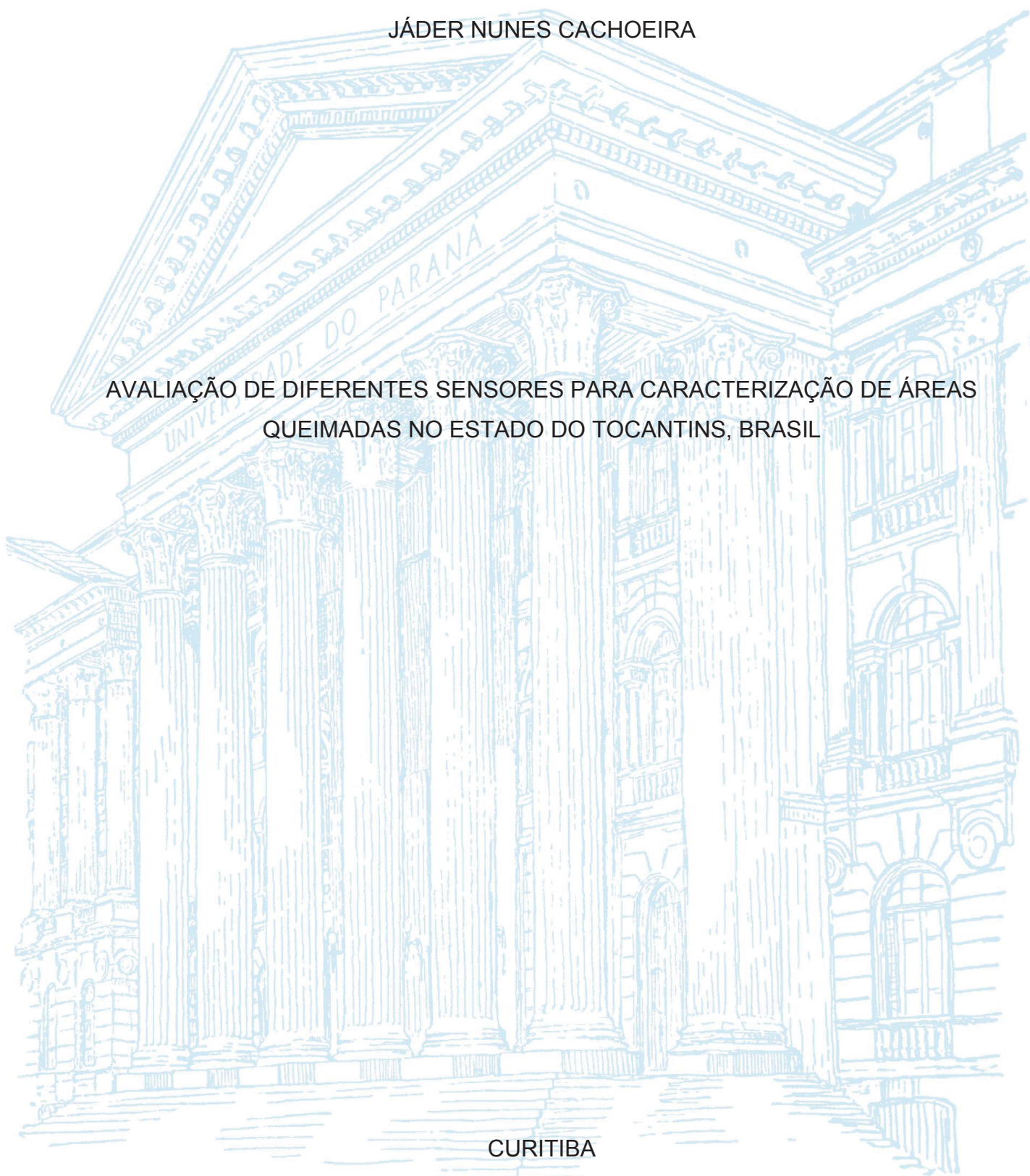
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JÁDER NUNES CACHOEIRA

AVALIAÇÃO DE DIFERENTES SENSORES PARA CARACTERIZAÇÃO DE ÁREAS
QUEIMADAS NO ESTADO DO TOCANTINS, BRASIL

CURITIBA

2020



JÁDER NUNES CACHOEIRA

AVALIAÇÃO DE DIFERENTES SENSORES PARA CARACTERIZAÇÃO DE ÁREAS
QUEIMADAS NO ESTADO DO TOCANTINS, BRASIL

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Antonio Carlos Batista
Coorientador: Prof. Dr. Marcos Giongo
Profa. Dra. Daniela Biondi Batista

CURITIBA

2020

Ficha catalográfica elaborada pela
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Cachoeira, Jáder Nunes

Avaliação de diferentes sensores para caracterização de áreas
queimadas no estado do Tocantins, Brasil / Jáder Nunes Cachoeira.

- Curitiba, 2020.

108 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Antonio Carlos Batista

Coorientadores: Prof. Dr. Marcos Giongo

Profa. Dra. Daniela Biondi Batista

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal.

Defesa: Curitiba, 27/10/2020.

Área de concentração: Conservação da Natureza.

1. Incêndios florestais - Tocantins. 2. Cerrados. 3. Incêndios florestais -
Sensoriamento remoto. 4. Incêndios florestais - Sistemas de informação
geográfica. 5. Teses. I. Batista, Antonio Carlos. II. Giongo, Marcos.
III. Batista, Daniela Biondi. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de
Ciências Agrárias. V. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.43(811.7)



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA
FLORESTAL - 40001016015P0

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **JADER NUNES CACHOEIRA** intitulada: **AVALIAÇÃO DE DIFERENTES SENSORES PARA CARACTERIZAÇÃO DE ÁREAS QUEIMADAS NO ESTADO DO TOCANTINS, BRASIL.**, sob orientação do Prof. Dr. ANTONIO CARLOS BATISTA, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 27 de Outubro de 2020.

Assinatura Eletrônica

27/10/2020 18:09:45.0

ANTONIO CARLOS BATISTA
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

27/10/2020 20:03:38.0

MARIA CRISTINA BUENO COELHO
Avaliador Externo (FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO
TOCANTINS)

Assinatura Eletrônica

28/10/2020 15:16:12.0

EDUARDO HENRIQUE REZENDE
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DE TOCANTINS)

Assinatura Eletrônica

28/10/2020 09:38:25.0

ALEXANDRE FRANÇA TETTO
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

27/10/2020 21:09:39.0

ALEXANDRE BEUTLING
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO MATO GROSSO DO
SUL)

Avenida Lothário Meissner, 632 - CURITIBA - Paraná - Brasil

CEP 80210-170 - Tel: (41) 3360-4212 - E-mail: pgfloresta@gmail.com

Documento assinado eletronicamente de acordo com o disposto na legislação federal Decreto 8539 de 08 de outubro de 2015.

Gerado e autenticado pelo SIGA-UFPR, com a seguinte identificação única: 57871

Para autenticar este documento/assinatura, acesse <https://www.prppg.ufpr.br/siga/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp>
e insira o código 57871

Ao Cerrado que arde,
Arde de querer viver
Mesmo que sem querer,
Pois que pelo fogo há de morrer.
Morrendo, posto que seja,
Dado algo de novo ao renascer.
E que das cinzas
Venham os brotos a reaparecer.

JNC.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por iluminar meus caminhos.

Ao professor Dr. Antonio Carlos Batista, Orientador, e aos professores Dr. Marcos Giongo e Dr^a. Daniela Biondi, Coorientadores, pela orientação, ensinamentos e por colocar este trabalho nos trilhos.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, pela compreensão que tiveram para com este iniciante “fora d’água”.

Às Universidades Federais do Paraná e do Tocantins, por viabilizarem a realização deste trabalho e à CAPES pela bolsa de pesquisa.

Agradeço, especialmente, aos meus pais, Valdeni Nunes Cachoeira e Ivanilde Nunes de Sousa, pelo amor incondicional, sem os quais eu nada seria.

À minha companheira, Kellyne O. Veras, pelo incentivo, paciência e grande apoio na realização desta etapa em minha vida e por abdicar-se para me acompanhar nesta jornada.

Ao meu filho, amor eterno, Mateus Juan Veras Cachoeira, por me incentivar a prosseguir e melhorar.

Aos amigos, em nome de Allan D. Pereira, Eduardo Ganassoli Neto, Olavo Costa Leite e Igor Eloi Silva Machado, com quem foram divididos os anseios e palavras de incentivo.

Aos professores e estudantes que integram o Centro de Monitoramento Ambiental e Manejo do Fogo (CeMAF), estrutura física por nós diretamente construído no ano de 2016, pelo apoio em momentos importantes durante essa jornada.

A todos os familiares que acreditaram em mim, em especial meus irmãos, Alexandre Nunes Cachoeira; Daisy Kelly Nunes de Queiroz e Sheila Nunes de Queiroz.

Por fim, peço desculpas por não elencar todos, mas agradeço aos que contribuíram, diretamente e indiretamente, para a minha formação pessoal e profissional.

Sei que meu trabalho é uma gota
no oceano, mas sem ele, o oceano seria
menor (CALCUTÁ, 1979).

RESUMO

O fogo é um distúrbio natural nas savanas e auxilia na formação da fisionomia e estrutura da vegetação, muitas vezes influenciando a diversidade de espécies. A obtenção de informações sobre áreas queimadas vem sendo estudada e aprimorada nas últimas décadas, mas ainda há carência de informações acerca da confiabilidade dos dados globais de áreas queimadas a serem empregados numa região específica como em áreas de Cerrado para auxiliar na prevenção. O estado do Tocantins possui 91% do seu território inserido no bioma Cerrado e, desta forma, apresenta uma rica biodiversidade, que está ameaçada pelo processo de ocupação antrópica sobre seu território, principalmente por figurar entre os estados mais atingidos pelas queimadas e/ou incêndios florestais. O sensoriamento remoto, associado aos sistemas de informações geográficas, se apresenta como uma ferramenta de elevado interesse, pois possibilita obter informações de extensas áreas de forma rápida, sendo possível a identificação de áreas queimadas e a intercomparação de diversos produtos oriundos das técnicas de geoprocessamento automatizados, semiautomatizados e manuais. O presente estudo teve como objetivo analisar a dinâmica espacial e temporal dos incêndios florestais e das queimadas ocorridos no estado do Tocantins de 2014 a 2017 e avaliar a precisão dos dados globais de áreas queimadas MODIS MCD64A1, ESA Fire_CCI e PROBA, por serem as mais representativas globalmente, utilizando dados de áreas queimadas obtidas das imagens do sensor OLI do Landsat-8 como referência, e as respectivas capacidades de cada método por uso e cobertura do solo. Foi realizado o processamento e interpretação visual das imagens Landsat-8, a vetorização das áreas queimadas e sua caracterização. Os dados vetoriais dos mapas anuais de áreas queimadas foram inter-relacionados com dados globais de identificação de áreas queimadas e com variáveis temporais e espaciais relacionadas ao uso e cobertura do solo. Constatou-se que o procedimento de interpretação visual das imagens L8 foi o que obteve maior inter-relação em relação aos demais produtos. Os produtos globais de áreas queimadas ESA Fire_CCI, MODIS MCD64A1 e PROBA fornecem dados com resolução temporal maior, mas para a área de estudo subestimaram a quantidade de áreas queimadas em relação a referência. O produto ESA Fire_CCI foi o que obteve melhor inter-relação espacial com os dados de referência. No período de 2014 a 2017, referência, ESA Fire_CCI, MODIS MCD64A1 e PROBA obtiveram, respectivamente, 14.936.226,81, 13.865.884,31, 14.013.351,37 e 5.479.362,34 hectares de áreas queimadas. As duas classes de uso e cobertura do solo com maiores áreas queimadas para todos os métodos testados foram as áreas de formação campestre e formação savânica. Em média, referência, ESA Fire_CCI, MODIS MCD64A1 e PROBA obtiveram, respectivamente para a classe de formação campestre, 1.972.699,16, 1.769.713,18, 1.898.423,54 e 821.282,92 hectares, e na de formação savânica 932.874,59, 881.644,98, 793.235,16 e 274.524,38 hectares.

Palavras-chave: Cerrado. LandSat. Fire_CCI. MODIS. PROBA.

ABSTRACT

Fire is a natural disturbance in savannas and assists in the formation of the physiognomy and structure of vegetation, often influencing the diversity of species. Obtaining information on burnt areas has been studied and improved in recent decades, but there is still a lack of information about the reliability of global data on burnt areas to be used in a specific region as in Cerrado areas to assist in prevention. The state of Tocantins has 91% of its territory inserted in the Cerrado biome and, therefore, presents a rich biodiversity, which is threatened by the process of anthropic occupation on its territory, mainly for being among the states most affected by burnings and/or forest fires. Remote sensing, associated with geographic information systems, presents itself as a tool of high interest, as it allows obtaining information from extensive areas quickly, being possible the identification of burnt areas and the intercomparison of several products from automated, semi-automated and manual geoprocessing techniques. This study aimed to analyze the spatial and temporal dynamics of forest fires and fires that occurred in the state of Tocantins from 2014 to 2017 and evaluate the accuracy of global data of burnt areas MODIS MCD64A1, ESA Fire_CCI e PROBA, for being the most representative globally, using data from burnt areas obtained from images of the sensor OLI of the Landsat-8 as a reference, and the respective capacities of each method by use and land cover. Visual processing and interpretation of the Landsat-8 images, the vectorization of the burned areas and their characterization were performed. The vector data from the annual maps of burnt areas were interrelated with global data for the identification of burnt areas and with temporal and spatial variables related to land use and cover. It was found that the procedure of visual interpretation of the L8 images was the one that obtained the greatest interrelation in relation to the other products. The global products of burnt areas ESA Fire_CCI, MODIS MCD64A1 and PROBA provide data with higher temporal resolution, but for the study area, they underestimated the amount of burnt areas in relation to the reference. In the period from 2014 to 2017, reference, ESA Fire_CCI, MODIS MCD64A1 and PROBA obtained, respectively, 14,936,226.81, 13,865,884.31, 14,013,351.37 and 5,479,362.34 hectares of burnt areas. The two classes of land use and land cover with the largest burnt areas for all the tested methods were the areas of field formation and savanna formation. On average, reference, ESA Fire_CCI, MODIS MCD64A1 and PROBA obtained 1,972,699.16, 1,769,713.18, 1,898,423.54 and 821,282.92 hectares, respectively, for the field formation class, and the savanna formation class, respectively. 932,874.59, 881,644.98, 793,235.16 and 274,524.38 hectares.

Keywords: Savanna. LandSat. Fire_CCI. MODIS. PROBA.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - LOCALIZAÇÃO DO BIOMA CERRADO NO BRASIL.....	19
FIGURA 2 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO. FIGURA (A) REPRESENTAÇÃO DO TOCANTINS NO MAPA DO BRASIL. (B) DETALHAMENTO DO ESTADO DO TOCANTINS.....	49
FIGURA 3 – DETALHAMENTO DOS 19 CAMINHOS/LINHAS (CENAS) DO SENSOR OLI DO L8 QUE COBRE A ÁREA DO TOCANTINS	53
FIGURA 4 – PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	55
FIGURA 5 – IDENTIFICAÇÃO DA CICATRIZ: A) COMPOSIÇÃO 6R5G4B, B) 7R6G3B, C) 6R5G4B 60 DIAS APÓS A PASSAGEM DO FOGO E D) 7R6G3B 60 DIAS APÓS A PASSAGEM DO FOGO.....	58
FIGURA 6 – ESQUEMA DO PROCESSO DE INTER-RELAÇÃO DOS DADOS DE ÁREA QUEIMADA	61
FIGURA 7 – MAPA DE SOBREPOSIÇÃO DOS DADOS DE ÁREA QUEIMADA.....	61

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – DADOS DO PMDBBS DE ÁREAS DESMATADAS PARA OS BIOMAS BRASILEIROS.	26
TABELA 2 – USO E COBERTURA DO SOLO DO BIOMA CERRADO.	28
TABELA 3 - RELAÇÃO DAS CENAS DO LANDSAT 8 E AS DATAS DAS IMAGENS.....	54
TABELA 4 – TOTAL DE ÁREAS QUEIMADAS NO ESTADO DO TOCANTINS OBTIDOS PELOS DIFERENTES MÉTODOS	63
TABELA 5 – INTER-RELAÇÃO (INTERSEÇÃO GEOMÉTRICA) DAS ÁREAS QUEIMADAS ANUAIS PARA O ESTADO DO TOCANTINS EM ÁREA POR HECTARE E PORCENTAGEM DO TOTAL DE REF.....	68
TABELA 6 – INTER-RELAÇÃO (INTERSEÇÃO GEOMÉTRICA) DE ÁREAS QUEIMADAS GLOBAIS ANUAIS PARA O ESTADO DO TOCANTINS EM 1.000 HA E PORCENTAGEM DO TOTAL DE CADA PRODUTO	71
TABELA 7 – USO E COBERTURA DO SOLO DA ÁREA DE ESTUDO NO PERÍODO DE 2014 A 2017 (EM 1.000 HA)	75
TABELA 8 – INTER-RELAÇÃO DOS PRODUTOS DE ÁREAS QUEIMADAS (AQ) POR CLASSE DE USO E COBERTURA DO SOLO (U)	76
TABELA 9 – INTER-RELAÇÃO DE REF (REFERÊNCIA) COM FIR (ESA FIRE_CCI) POR CLASSE DE USO E COBERTURA DO SOLO (U)	83
TABELA 10 – INTER-RELAÇÃO DE REF (REFERÊNCIA) COM MCD (MODIS MCD64A1) POR CLASSE DE USO E COBERTURA DO SOLO (U).....	84
TABELA 11 – INTER-RELAÇÃO DE REF (REFERÊNCIA) COM PRO (PROBA) POR CLASSE DE USO E COBERTURA DO SOLO (U)	85

LISTA DE ABREVIATURAS OU SIGLAS

μm	- Micrômetro
ASTER	- <i>Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer</i> (Radiômetro de Emissão e Reflexão Térmica do Spaceborne Avançado)
BA	- <i>Burned Area</i> (Área queimada)
CBERS	- <i>China-Brazil Earth Resources Satellite</i> (Satélite de Observação da Terra China-Brasil)
CEOS	- <i>Committee on Earth Observation System</i> (Comitê do Sistema de Observação da Terra)
CGLS	- <i>Copernicus Global Land Service</i> (Serviço Terrestre Global Copernicus)
CMG	- Grade de Modelagem Climática
CP	- <i>Contaminated Pixel</i> (Pixels contaminados)
ECV	- <i>Essential Climate Variable</i> (Variável Essencial do Clima)
EMBRAPA	- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EOS	- Sistema de Observação da Terra
ESA	- <i>European Space Agency's</i> (Agência Espacial Europeia)
EUA	- Estados Unidos da América do Norte
GeoTIFF	- Formato de arquivo de imagem com marcação georreferenciada
GLS	- <i>Global Land Survey</i>
GPS	- <i>Global Positioning System</i> (Sistema de Posicionamento Global)
HA	- Hectares
HDF	- Formato de Dados Hierárquicos
HRV	- <i>High Resolution Visible</i> (Visibilidade de Alta Resolução)
IBGE	- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INPE	- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
JRC	- <i>European Commission Joint Research Centre</i> (Centro Comum de Pesquisa da Comissão Europeia)
K	- Índice Kappa
km ²	- Quilômetros quadrados
L3JRC	- <i>Level 3 Burned Area Algorithm from JRC</i> (Nível 3 do Algoritmo de Área Global da JRC)

L8	- Landsat 8
LANDSAT	- <i>Land Remote Sensing Satellite</i> (Satélite de Sensoriamento Remoto Terrestre)
LP-DAAC	- Centro de arquivo ativo distribuído de processos terrestres
LPV	- <i>Land Product Validation Group of CEOS</i> (Grupo de Validação de Produtos Terrestres do CEOS)
M	- Metros
MCD64A1	- <i>MODIS global monthly burned area product Collection 6 gridded 500 m</i> (Produto Global Mensal do MODIS para Área Queimada da Coleção 6 Grades 500 m)
METEOSAT	- <i>Meteorological Satellite</i> (Satélite Meteorológico)
Mha	- Milhões de hectares
mm	- Milímetros
MODIS	- Espectrômetro de imagem com resolução moderada
NASA	- <i>National Aeronautics and Space Administration</i> (Administração Nacional da Aeronáutica e Espaço)
NetCDF	- <i>Network Common Data Form</i> (Formato de dados comuns da rede)
NIR	- <i>Near Infrared</i> (Infravermelho Próximo)
nm	- nanômetro
NOAA	- <i>National Oceanic Atmospheric Administration</i> (Administração Atmosférica Oceânica Nacional)
NRT	- <i>Near Real Time</i> (Quase em Tempo Real)
OLI	- <i>Operational Land Imager</i>
PAN	- Pancromático
PDI	- Processamento Digital de Imagens
pH	- Potencial hidrogeniônico, indicador ácido-base
PUM	- <i>Product User Manual</i> (Manual do Usuário)
RGB	- Vermelho (<i>Red</i>), Verde (<i>Green</i>) e Azul (<i>Blue</i>)
SEMARH	- Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos
SEPLAN	- Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral
SIG	- Sistema de Informação Geográfica
SPOT	- <i>Système Pour l'Observation de la Terre</i> (Sistema de Observação da Terra)
SRC	- Sistema de Referência de Coordenadas

SRTM	- <i>Shuttle Radar Topography Mission</i> (Missão de Topografia de Radar de Transporte)
SWIR	- <i>Short Wave Infrared Band</i> (Banda do Infravermelho Curto)
TIFF	- <i>Tagged Image File Format</i> (Formato de Arquivo de Imagem com Tag)
TM	- <i>Thematic Mapper</i>
TO	- Tocantins
TOA	- <i>Top Off the Atmosphere</i> (Topo da Atmosfera)
USGS	- Serviço Geológico dos Estados Unidos
UTM	- Projeção Universal Transversal de Mercator
VGT	- <i>VEGETATION sensor onboard SPOT4/5</i> (Sensor VEGETATION a bordo do SPOT4/5)
VIIRS	- <i>Visible Infrared Imaging Radiometer Suite</i> (Suíte de Radiômetro de Imagem por Infravermelho Visível)
VITO	- <i>Vlaamse Instelling Voor Technologisch Onderzoek (Flemish Institute for Technological Research)</i> / (Instituto Flamengo de Pesquisa Tecnológica)
WGS	- <i>World Geodetic System</i> (Sistema Geodésico Mundial)

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
1.1 OBJETIVOS	18
1.1.1 Objetivo geral	18
1.1.2 Objetivos específicos.....	18
2 REVISÃO DE LITERATURA	19
2.1 O BIOMA CERRADO	19
2.2 OCUPAÇÃO E USO DO SOLO DO CERRADO	23
2.3 CERRADO E SUA RELAÇÃO COM O FOGO	29
2.4 MONITORAMENTO DE ÁREAS QUEIMADAS NO CERRADO	34
2.5 GEOTECNOLOGIAS NO MONITORAMENTO DE ÁREAS QUEIMADAS.....	36
2.5.1 Características espectrais das queimadas	40
2.5.2 Séries temporais de dados de sensores remotos	43
2.5.3 Sensores de obtenção de áreas queimadas em escala global	46
3 MATERIAL E MÉTODOS	49
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	49
3.2 DADOS ORBITAIS DE REFERÊNCIA.....	51
3.3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	55
3.3.1 Pré-processamento dos dados globais	55
3.3.2 Pré-processamento das imagens de referência	56
3.3.3 Análise e processamento das imagens de referência	57
3.3.4 Inter-relação dos produtos de áreas queimadas	59
3.3.5 Intercomparação dos produtos de áreas queimadas por classe de uso e cobertura do solo.....	62
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
4.1 TOTAL DE ÁREAS QUEIMADAS POR PRODUTO.....	63
4.2 INTER-RELAÇÃO DOS DADOS DE ÁREAS QUEIMADAS	68
4.3 INTER-RELAÇÃO DAS ÁREAS QUEIMADAS POR TIPO DE USO E COBERTURA DO SOLO.....	75
5 CONCLUSÕES	92
REFERÊNCIAS	93

1 INTRODUÇÃO

As savanas são um dos maiores biomas terrestres, compreendendo uma mistura dinâmica de árvores e gramíneas altamente inflamáveis. São biomas caracterizados pelo predomínio de vegetação do estrato herbáceo, principalmente gramíneas C4, cobertura arbórea descontínua, estações seca e chuvosa bem definidas e ocorrência de fogo frequente. Na escala global, essas regiões estão submetidas à intensa conversão em terras agrícolas e de pastagens. (LEHMANN et al., 2014; PARR et al., 2014).

Desde os primórdios do surgimento da vegetação, o fogo tem sido importante agente de perturbação natural e força evolutiva, desempenhando um papel fundamental na formação e distribuição espacial dos ecossistemas e sua composição. Dependendo de seu tamanho, localização e tempo, os incêndios modificam significativamente as propriedades da superfície terrestre, influenciam a química atmosférica e a qualidade do ar, através de emissões de aerossóis e gases, modificando o albedo pelas transformações do uso da terra (KLOSTER et al., 2012; BOWMAN et al., 2010).

A maioria dos incêndios florestais são causados por seres humanos, deliberadamente ou acidentalmente, como resultado de negligência. Entretanto, apesar de moldarem a paisagem em muitas partes do mundo, agindo como um agente ecossistêmico, desempenhando papel na manutenção da biodiversidade, os incêndios florestais podem causar efeitos adversos no ecossistema, dependendo de sua frequência, severidade e intensidade (SOLERA; CERDA, 2009; NORTH et al., 2015). Contudo, a supressão total de incêndios, substitui pradarias e savanas por vegetação florestal, envolvendo perdas de biodiversidade (DURIGAN; RATTER, 2016)

O fogo é o resultado da reação química de oxidação com desprendimento de luz e calor e desempenha forte influência na dinâmica dos ecossistemas do Cerrado, causando impactos nos níveis microclimatológico, ecológico, social e econômico, ocasionando mudanças no albedo e no balanço da radiação, modificações na condição da vegetação, potencial de degradação do solo e valor da paisagem, danos a espécies ameaçadas e efeitos adversos para a saúde (DACAMARA et al., 2014).

A quantificação de áreas queimadas é considerada a principal variável sobre ocorrências de incêndios florestais e, portanto, seu rastreamento torna-se imperativo,

a fim de prever e compreender a evolução climática da Terra, bem como tomar as medidas necessárias para mitigar seus efeitos negativos é necessário o conhecimento de uma variável denominada área queimada (GUINDOS-ROJAS et al., 2018). Essa variável disponibiliza necessários em outras aplicações de interesse vital, como: um sistema de alerta de incêndio precoce; a avaliação do risco de incêndio para o manejo de ecossistemas; o estudo de mudanças na química atmosférica; na modelagem biogeoquímica e da dinâmica da vegetação (MOUILLOT et al., 2014).

Estimativas quantitativas da área queimada são necessárias para abordar muitos desafios ecológicos e da ciência da Terra, incluindo o entendimento das mudanças nas funções dos ecossistemas e dos fluxos de carbono, os impactos do uso da terra, na química atmosférica e saúde humana (JOHNSTON et al., 2012), bem como a força dos *feedbacks* do ciclo do carbono (KLOSTER et al., 2012).

Para Doerr e Santín (2016), pode ser que a atual concepção de fogo como um problema acelerado (em termos de número de incêndios e hectares queimados) seja uma questão de percepção humana e não uma realidade estatística, tendo em vista que os dados são insuficientes para concluir que a intensidade do fogo aumentou no último século e que está longe de ser claro que as perdas econômicas são maiores hoje do que as registradas três décadas atrás.

Além disso, a exemplo do estado do Tocantins no Brasil, bem como para áreas remotas e menos povoadas, os dados sobre eventos históricos de incêndios são frequentemente incompletos ou imprecisos e se baseiam principalmente com o uso dos focos de calor. Para preencher essas lacunas, o avanço tecnológico dos sensores orbitais, aliado com as geotecnologias, tornou possível o monitoramento sistemático de áreas queimadas, imprescindível para ações de prevenção, combate e gerenciamento dos incêndios.

O mapeamento preciso da área queimada ainda enfrenta problemas como os associados à variável persistência de cicatrizes de queimadas em diferentes tipos de vegetação e a confusão espectral com outros fenômenos, por exemplo, sombreamento de nuvens, sendo necessário que os mapas de áreas queimadas tenham melhor precisão, cujo propósito é o refinamento das estimativas atuais de áreas queimadas.

O entendimento dos fatores biofísicos e antrópicos, que contribuem para a ocorrência dos incêndios florestais e queimadas, incorporado ao mapeamento sistemático de grandes e pequenas queimadas, permitirá melhorar o monitoramento

e a prevenção dos incêndios, para gerar mapas de zoneamento de riscos de incêndios florestais e subsidiar a política de manejo integrado do fogo de forma mais acurada para o Cerrado, notadamente para o estado do Tocantins, bem como irá contribuir com as políticas públicas no planejamento territorial.

Diante desse contexto, esta tese estudou utilização de dados de sensores orbitais de diferentes resoluções espaciais (30, 250, 300 e 500 metros) e técnicas de sensoriamento remoto, para caracterizar os padrões de ocorrências de incêndios florestais e queimadas no estado do Tocantins, correlacionando as áreas afetadas com dados de uso e cobertura do solo.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

O objetivo deste trabalho foi analisar a dinâmica espacial e temporal dos incêndios florestais e das queimadas ocorridos no estado do Tocantins de 2014 a 2017 e avaliar a precisão dos dados globais de áreas queimadas MODIS MCD64A1, ESA Fire_CCI e PROBA e as respectivas capacidades de cada método em identificar cicatrizes de áreas queimadas por uso e cobertura do solo.

1.1.2 Objetivos específicos

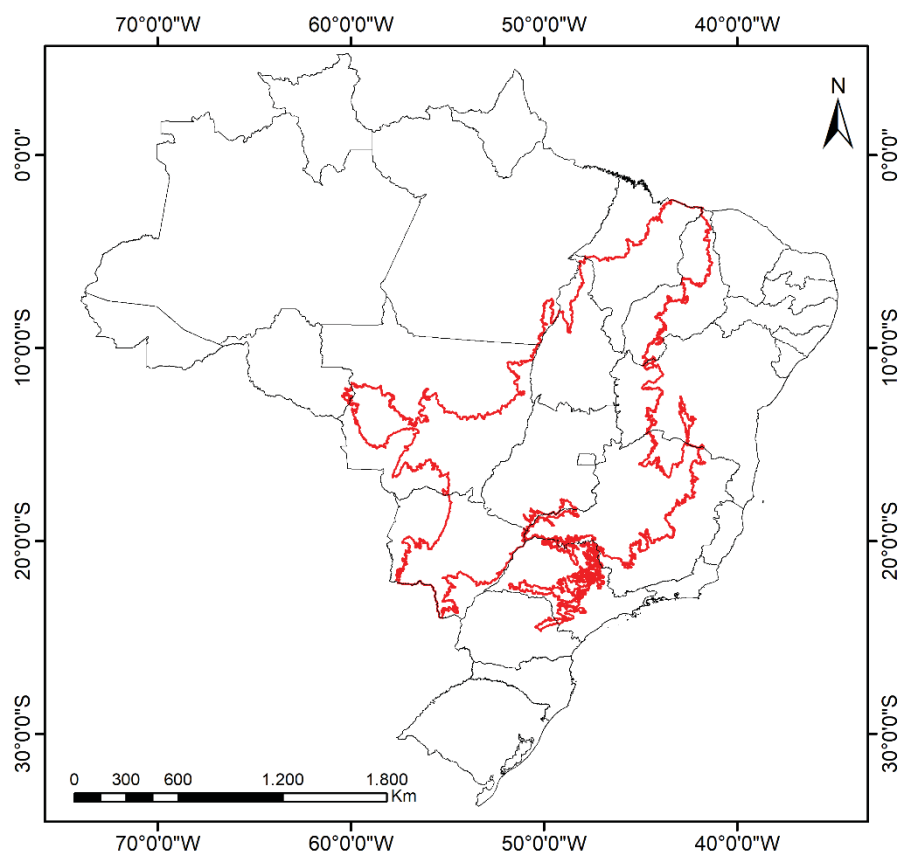
- a) Gerar um banco de dados de ocorrências de incêndios florestais e queimadas ocorridas no estado do Tocantins para o período 2014 a 2017;
- b) Avaliar a precisão temporal e espacial dos produtos de áreas queimadas OLI, MODIS MCD64A1, ESA Fire_CCI e PROBA;
- c) Validar o uso dos produtos testados para o mapeamento de áreas queimadas em vegetação majoritariamente de Cerrado;
- d) Caracterização temporal e espacial das ocorrências de incêndios florestais e queimadas no estado do Tocantins de acordo com o tipo de uso e cobertura do solo e pelo tipo de sensor.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 O BIOMA CERRADO

A denominação "cerrado" tem vários usos e significados na literatura brasileira e a sua utilização pode gerar controvérsias e dificuldades de comparação entre os diferentes estudos (FRANÇA, 2000). Sugere-se o uso da palavra cerrado de três formas: 1) Cerrado com a grafia de "C" maiúsculo, quando se tratar dos domínios fitogeográficos desse bioma; 2) cerrado *sensu lato* ou cerrado, referindo-se às fitofisionomias do cerrado do campo limpo ao cerradão; e 3) cerrado *sensu stricto*, como uma das fisionomias do Cerrado, também chamado de cerrado típico (BATALHA, 2011). Neste trabalho, a palavra Cerrado grafada com inicial em maiúscula refere-se ao bioma, localizado entre as latitudes 2,3° S a 24,7° S e as longitudes 41,7° W a 60,1° W (FIGURA 1).

FIGURA 1 - LOCALIZAÇÃO DO BIOMA CERRADO NO BRASIL



FONTE: IBGE (2019).

O Cerrado é o segundo ecossistema mais extenso da América do Sul e do Brasil, reconhecido como a savana mais rica do mundo em biodiversidade (KLINK; MACHADO, 2005), que abrange uma área de 204,7 milhões de hectares, ocupando continuamente a totalidade do Distrito Federal, mais da metade dos estados de Goiás (97%), Maranhão (65%), Mato Grosso do Sul (61%), Minas Gerais (57%) e Tocantins (91%), além dos enclaves no Amapá, Roraima e Amazonas (IBGE, 2019).

Esse bioma faz fronteira com a floresta Amazônica ao norte, com a Mata Atlântica ao sul e sudeste, e com a Caatinga (vegetação xerófila decídua) na região semiárida do Nordeste. Está sujeito a um período de seca regular e previsível de maio a setembro, que é um dos principais determinantes da estrutura e função do ecossistema. A temperatura média anual está entre 20 e 26°C, com faixas de temperatura diurnas de 20°C, sendo comuns durante a estação seca (inverno). A precipitação média varia de 1.000 a 2.000 mm, o que o caracteriza como uma savana méstica. No entanto, pequenos enclaves de vegetação de cerrado podem ser encontrados em áreas mais secas (600 – 800 mm) ou mais úmidas (2.000 – 2.400 mm) (FRANCO et al., 2014).

Com sua grande abrangência latitudinal, o Cerrado apresenta variação na quantidade de radiação global anual. A quantidade média anual de radiação disponível varia entre 6.000 e 8.800cal/cm².ano. Os valores mais altos são encontrados nas latitudes mais baixas, precisamente no sul do Maranhão e do Piauí, no Tocantins, a oeste da Bahia e ao norte de Minas Gerais. Enquanto nas outras áreas, ou seja, na porção sul-sudoeste, a quantidade de energia que chega à superfície do solo oscila entre 6.000 e 8.600cal/cm².ano. A quantidade de radiação solar disponível no Cerrado é abundante para o suprimento das reações de fotossíntese, principal responsável pelo potencial de produção de biomassa. Esse fato explica, em parte, a grande biodiversidade da fauna e da flora do Cerrado (SILVA; ASSAD; EVANGELISTA, 2008).

O Cerrado brasileiro é reconhecido como a savana mais rica do mundo, abrigando cerca de 13.144 espécies de flora, representando 36,9% das espécies vegetais atualmente conhecidas pela ciência e listadas na Flora do Brasil e 4,8% da flora mundial. Quanto à riqueza de sua fauna, o Cerrado abriga 251 espécies de mamíferos, 856 espécies de aves, 278 espécies de répteis, 204 espécies de anfíbios, 1200 espécies de peixes, dos quais, 266 espécies da fauna e 637 espécies da flora estão ameaçadas de extinção. De acordo com estimativas recentes, o Cerrado é o

refúgio de 13% das borboletas, 35% das abelhas e 23% dos cupins dos trópicos (KLINK; MACHADO, 2005; FERNANDES et al., 2016).

Esse bioma também apresenta topografia suave, sendo que em sua maior parte ocorre solos profundos e bem drenados, onde a lixiviação e períodos prolongados de intemperismo esgotam os nutrientes disponíveis. Estes solos ácidos pobres em nutrientes são caracterizados por altos níveis de alumínio e ferro. Fósforo e cálcio são elementos particularmente limitantes nesses ecossistemas (HARIDASAN, 2008).

Aspectos distintos das savanas do Brasil Central são a alta diversidade de gramíneas, ervas e plantas lenhosas e a grande variação na estrutura da vegetação na paisagem, particularmente ao longo de gradientes topográficos em bacias hidrográficas (FRANCO et al., 2014). O Cerrado pode ser categorizado em tipos de vegetação, de acordo com a abundância de espécies: campo limpo (pastagem/gramíneas pura), campo sujo (pastagem com presença esparsa de arbustos), cerrado ralo (gramíneas/arbusto, dominada com árvores dispersas), cerrado *sensu stricto*/típico (dominada por árvores com arbustos esparsos e um sub-bosque de gramíneas), cerrado denso (dominância de árvores) e cerradão (mata fechada). Densas matas de galeria ou densa vegetação gramínea de zonas úmidas podem ser encontradas ao longo de córregos e rios (SILVA et al., 2006; MIRANDA et al., 2009).

As formações campestres do Cerrado englobam três tipos fitofisionômicos principais: o Campo Sujo, o Campo Limpo e o Campo Rupestre. O Campo Sujo caracteriza-se pela presença evidente de arbustos e subarbustos entremeados no estrato arbustivo-herbáceo. No Campo Limpo, a presença de arbustos e subarbustos é insignificante. O Campo Rupestre possui trechos com estrutura similar ao Campo Sujo ou ao Campo Limpo, diferenciando-se tanto pelo substrato, composto por afloramentos de rocha, quanto pela composição florística, que inclui muitos endemismos (RIBEIRO; WALTER, 2008).

Os muitos serviços ecossistêmicos fornecidos pela vegetação nativa do Cerrado incluem a regulação do clima e da água doce limpa para grande parte do Brasil, incluindo a Amazônia e países vizinhos. Além de estabilizar o clima regional, a enorme circulação da água forma muitas das importantes bacias hidrográficas do Brasil e contribui para o sistema subterrâneo do aquífero Guarani. Ele fornece cerca de 70% da água que flui para o norte, à bacia do Araguaia-Tocantins, para o sul-

sudeste à bacia do Paraná, e para o nordeste para a bacia do São Francisco. Isto significa que a estabilidade e o funcionamento dos ecossistemas circundantes em todas essas regiões dependem muito da integridade biológica do Cerrado. Além disso, devido ao fato de que 80% da eletricidade do Brasil vêm de usinas hidrelétricas em rios que têm suas nascentes no Cerrado, a conservação do bioma também é fundamental para a segurança energética do país (MEDEIROS et al., 2011; OLIVEIRA; NEARING; WENDLAND, 2015).

Solos antigos, profundos e ácidos induzem a vegetação nativa do Cerrado a possuírem raízes profundas (também chamado de "floresta invertida"): baixos arbustos e árvores poucos visíveis acima da superfície compõem a maior parte (até 75%) de sua biomassa – e conseqüentemente do carbono – um meio de reabastecer a água do subsolo. A utilização significativa de água para a produção agrícola (mais de 70% da água do Brasil é utilizada para a agricultura) faz com que a agricultura seja altamente dependente da conservação do ecossistema do Cerrado (LAHSEN; BUSTAMANTE; DALLA-NORA, 2014; RICHEY et al., 2015).

Aliado ao seu relevante patrimônio ecossistêmico, o Cerrado tem grande importância social, onde, cerca de 12,5 milhões de pessoas dependem de seus recursos naturais para sobreviverem. Comunidades tradicionais e pequenos agricultores sofrem intensa pressão da expansão de culturas agrícolas e do gado. O Cerrado é habitado por povos tradicionais (indígenas, quilombolas, geraizeiros, sertanejos, vazanteiros) que, ao longo de muitas gerações desenvolveram usos sustentáveis e mutuamente benéficos da biodiversidade e dos recursos naturais da região (SAWYER et al., 2017).

A alta diversidade do ambiente em termos de clima, solos e topografia promove altos níveis de riqueza florística, diversidade biológica e endemismo (BRIDGEWATER; RATTER; RIBEIRO, 2004; SIMON et al., 2009). Devido a estes fatores, em meados da década de 1990 o Cerrado começou a ter conotação na comunidade científica internacional (KLINK; MACHADO, 2005; SILVA et al., 2006), especialmente quanto aos fatores do desmatamento e das queimadas.

2.2 OCUPAÇÃO E USO DO SOLO DO CERRADO

O Cerrado é considerado um dos 35 *hotspots* da biodiversidade devido a seus altos níveis de endemismo de plantas e altas taxas de perda de vegetação primária (MYERS et al., 2000; STRASSBURG et al., 2017). A pressão humana aumentou na região devido à conversão de terras para atividades agrícolas e pecuária (KLINK; MOREIRA, 2002) que, combinada com a baixa cobertura do bioma por áreas protegidas (8,3%), intensificou os efeitos negativos sobre a biodiversidade em muitas escalas (BROOK; SODHI; BRADSHAW, 2008).

Apesar de sua enorme importância para a conservação de espécies e a provisão de serviços ecossistêmicos, o Cerrado perdeu 88 Mha (milhões de hectares) (46%) de sua cobertura vegetal nativa e apenas 19,8% permanecem inalterados. A conversão de terras do Cerrado em pastagens e campos de cultivo ocorreu em ritmo acelerado nas últimas décadas. Entre 2002 e 2011, as taxas de desmatamento no Cerrado (1% ao ano) foram 2,5 vezes maiores do que na Amazônia (BEUCHLE et al., 2015; STRASSBURG et al., 2017).

No Brasil, como em outras partes do mundo, a década de 1960 foi marcada pela Revolução Verde, conhecida pelo importante processo de modernização agrícola caracterizada pelo uso da ciência para desenvolver técnicas modernas, tais como variedades de culturas de alto rendimento (EVENSON; GOLLIN, 2003; MELLO, 2016).

Essa modernização agrícola teve início no Sul e no Sudeste, impulsionada por uma demanda global por *commodities* agrícolas, particularmente a soja. Entretanto, quando as terras aráveis dessas regiões ficaram saturadas, houve uma busca por novas áreas de produção, levando à expansão agrícola e, neste momento, o Cerrado foi visto como uma região estratégica para expansão devido à sua posição geográfica, mais próxima dos grandes mercados consumidores em comparação com a Amazônia, seus extensos planaltos adequados à agricultura mecanizada, a abundância de terras baratas, sua infraestrutura viária e os avanços em pesquisa sobre a correção dos solos pobres e ácidos (GANEM; DRUMMOND; FRANCO, 2008; LIMA; CHAVEIRO, 2010).

Até por volta de 1970, as áreas sob o bioma Cerrado eram pouco utilizadas para agricultura. A interiorização do país, com a transferência da capital para Brasília e os incentivos do governo por meio de vários planos de desenvolvimento, favoreceram a expansão da fronteira agrícola em direção ao Cerrado. Sua ocupação

iniciou nas regiões do Triângulo Mineiro e no sul de Goiás, influenciando o desenvolvimento da pecuária extensiva do atual estado do Mato Grosso do Sul. A parte setentrional do Cerrado, do sul do Maranhão, do sudoeste do Piauí, do oeste da Bahia e do Tocantins teve o seu processo de ocupação facilitado, principalmente, após a abertura das rodovias BR-153, BR-020/135 e BR-242 (SILVA; AZEVEDO; LIMA, 2008).

Em 1971, foi criado o Programa de Desenvolvimento do Centro-Oeste (PRODOESTE), marcando o início da expansão para o Cerrado. O PRODOESTE foi seguido pela criação do Programa de Desenvolvimento do Cerrado (POLOCENTRO), em 1975, que era um plano de cinco anos destinado a aumentar a produção agrícola nos estados de Goiás (incluindo a atual Tocantins), Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Minas Gerais (THEODORO; LEONARDOS; DUARTE, 2002). Finalmente, o plano de desenvolvimento mais proeminente para o Cerrado foi o Programa de Cooperação Nipo-Brasileira para o Desenvolvimento do Cerrado (PRODECER), criado em 1976, cujo objetivo foi estimular a competitividade dos produtos brasileiros no mercado global por meio do uso de tecnologias modernas, provendo crédito direcionado, implementando infraestrutura, adquirindo e distribuindo terras, e assentando agricultores das regiões sul e sudeste no Cerrado (GANEM; DRUMMOND; FRANCO, 2008).

Tanto o POLOCENTRO quanto o PRODECER foram programas baseados em um modelo de monocultura de *commodities* para a exportação de matérias-primas, inicialmente para o cultivo de eucalipto e pinus e, posteriormente, para a agricultura intensiva de soja, algodão, café, milho, feijão e ervilha. As preocupações ambientais também não eram uma prioridade nesses programas de desenvolvimento (VAN LIER, 2017). A mecanização levou à rápida modificação da paisagem, com a vegetação nativa sendo quase completamente removida. O desmatamento foi alimentado por uma demanda de carvão vegetal pelas indústrias siderúrgicas brasileiras, bem como pela pecuária, onde se estima que a área de pastagem degradada no Cerrado seja cerca de três vezes o tamanho da área utilizada para o cultivo de grãos (RIBEIRO et al., 2005; GANEM; DRUMMOND; FRANCO, 2008).

O Cerrado responde hoje por 60% da produção agrícola anual no Brasil (soja, milho, algodão, cana-de-açúcar), tendo acumulado um aumento de 87% na área produtiva de 2000 a 2015 (REIS et al., 2017). É principalmente por meio do desmatamento nesta região que o Brasil se tornou um dos principais produtores e

exportadores de soja e algodão do mundo, bem como de carne, devido a pastagens plantadas com espécies de gramíneas exóticas. Esse bioma tem a maior área de terras agrícolas no Brasil, com cerca de 88 milhões de hectares, equivalente a 44% de sua área total. Em 2009-2010, 95% do algodão, 54% dos grãos de soja, 55% de carne e 41% do leite no país foram produzidos no Cerrado (SPAROVEK et al., 2011; LAHSEN; BUSTAMANTE; DALLA-NORA, 2014).

A região do Cerrado com as maiores taxas de desmatamento é o MATOPIBA, que inclui partes dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia e constituem a nova fronteira de desenvolvimento agrícola do país (VAN LIER, 2017). Durante 2005-2014, a área de plantação cultivada em MATOPIBA aumentou 86%, em contraste com a média nacional de 29% durante o mesmo período. Os valores de terra de cerca de 70% da média nacional incentivam a aquisição de terras para produção agrícola mecanizada em larga escala, soma-se a topografia da região, boa infraestrutura rodoviária, e proximidade com a região Sudeste do país, muito mais densamente povoada, em comparação com a Amazônia (DALLA-NORA, 2014; SPERA et al., 2016).

A expansão do agronegócio pelo bioma contribuiu para a emergência do Brasil entre os líderes globais em produção de *commodities* agrícolas. Como resultado, aproximadamente metade do Cerrado já foi desmatado. Neste aspecto, os primeiros trabalhos em nível regional e baseados na análise de 164 imagens do TM/Landsat do período de 1985 a 1993 - realizados por Mantovani e Pereira (1998) - estimaram que 65% da cobertura vegetal do Cerrado haviam sido antropizados. Em 2004, a Conservação Internacional lançou os resultados da análise de imagens do sensor Terra/MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), constatando que cerca de 55% do Cerrado tinham sido desmatados até o ano de 2002. Porém, os autores ressaltaram que essa porcentagem estaria subestimada em função da resolução espacial relativamente grosseira do sensor MODIS (MACHADO et al., 2004).

Em 2007, o Ministério do Meio Ambiente (MMA) lançou os resultados do mapeamento de cobertura vegetal dos biomas brasileiros, inserido no Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade (PROBIO). Este mapeamento teve a escala de 1:250.000, de modo que o bioma Cerrado, até 2002, detinha 60,5% de cobertura vegetal natural e 38,9% de cobertura vegetal antrópica (MMA, 2007).

Este trabalho foi considerado como “mapa de tempo zero” para início do monitoramento do Cerrado.

Com a entrega dos mapeamentos do PROBIO e pela considerável precisão e consistência territorial/espacial desse produto foi lançado o Projeto de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite (PMDBBS) para os seis biomas brasileiros em 2008, cujo o “tempo zero” para a análise do desmatamento são os mapeamentos do PROBIO, período de 2002 (MMA, 2009). O PMDBBS apresenta diferentes recortes temporais para o monitoramento do desmatamento entre os biomas brasileiros, conforme TABELA 1.

TABELA 1 – DADOS DO PMDBBS DE ÁREAS DESMATADAS PARA OS BIOMAS BRASILEIROS.

Biomias	Relatórios (Períodos)	Vegetação suprimida (%)
Amazônia*	1988-2017	18,20
Caatinga	2002-2008	45,92
	2008-2009	
Cerrado	2002-2008	48,89
	2008-2009	
	2009-2010	
	2010-2011	
Mata Atlântica	2002-2008	75,90
	2008-2009	
Pampa	2002-2008	54,17
	2008-2009	
Pantanal	2002-2008	15,30
	2008-2009	

FONTE: Adaptado de INPE (2018).

NOTA: *Dados referentes à Amazônia Legal com exclusão das áreas de Cerrado.

Conforme o PMDBBS, os remanescentes de vegetação do Cerrado passaram de 55,73% em 2002, para 51,54% em 2008. Em números absolutos, o Cerrado teve sua cobertura vegetal original e secundária reduzida de 1.136.521 km² para 1.051.182 km², ou seja, reduziu aproximadamente 7,5% nos anos de 2002 a 2008 (MMA, 2009).

Beuchle et al. (2015) identificaram que até 2010 o percentual de cobertura vegetal remanescente no Cerrado foi de 47%, sendo que houve uma perda líquida de vegetação natural com uma taxa anual média de -0,6% ano⁻¹ de 1990 e 2010. Os dados do PMDBBS indicaram que no período de 2009-2010 a taxa anual de

desmatamento foi de 0,3%, a maior taxa dentre os seis biomas brasileiros. A área de vegetação natural remanescentes de vegetação do Cerrado em 2009 era de 51,16% e, em 2010, observou-se uma diminuição para 50,84%. Neste período, o Cerrado foi mais desmatado nos estados do Maranhão, Piauí, Bahia e Tocantins. No período de 2010 a 2011 houve um total de 7.246,67 km² de áreas desmatadas (MMA, 2015).

Outra iniciativa importante foi o Projeto TerraClass, que visou entender a dinâmica de uso e cobertura da Amazônia Legal Brasileira de 2004 a 2014 (MMA, 2015). Este projeto surgiu da parceria entre Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais/Centro Regional da Amazônia (INPE/CRCRA), da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Amazônia Oriental (CPATU), ambas localizadas em Belém – PA, além da Embrapa Informática Agropecuária (CNPTIA), situada em Campinas - SP, com o objetivo de mapear o uso das terras antropizadas em toda a Amazônia Legal, uma vez que o PRODES já mapeia as áreas desmatadas, mas não define o uso destinado a essas áreas que são alvos de interesses da sociedade civil e comunidade acadêmica.

O Mapeamento TerraClass Amazônia demonstrou que as áreas destinadas a agricultura anual cresceram 145% de 2004 a 2014, enquanto as classes de pastagem cresceram em menor proporção que a agricultura, sendo 23 e 9%, respectivamente.

Em 2013 o MMA iniciou o TerraClass Cerrado, Mapeamento do Uso e Cobertura Vegetal do Cerrado, criado 11 anos após o PROBIO. Após definição e execução do mapeamento em 2015, os resultados obtidos foram de 54,49% de áreas remanescentes, sendo 20,54% em áreas florestais e 33,95% em não florestais, enquanto as áreas destinadas à agropecuária ocupavam 41,15% do Cerrado, sendo 29,4 e 11,7% destinados às áreas de pastagens plantadas e agricultura, respectivamente (MMA, 2015).

Recentemente, houve a publicação dos dados do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil (MapBiomas), que tem o objetivo de mapear a cobertura e uso do solo anualmente para o Brasil de forma automatizada, tendo como referência imagens da série de satélites Landsat (5 – TM, 7 – ETM+ e 8 – OLI), com disponibilidade de dados desde 1985 até 2017. Devido ao grande volume de dados e carência no aporte computacional, firmou-se convênio com a empresa *Google* e todo o processamento é realizado na plataforma *Google Earth Engine* (MapBiomas, 2019).

Com base nos dados da Coleção 3 do MapBiomas, de 1985 até 2017, as principais transições do uso e cobertura do solo do Cerrado ocorreram pelo aumento das áreas de agropecuária que, originalmente, eram áreas de florestas naturais ou de formações campestres, conforme se depreende da TABELA 1.

TABELA 2 – USO E COBERTURA DO SOLO DO BIOMA CERRADO.

Classes	1985	%	2010	%	2017	%
Formação florestal	49.262.874,33	24,27	38.171.893,62	18,81	37.058.882,67	18,26
Formação savânica	62.894.342,85	30,99	53.868.515,76	26,54	51.941.769,16	25,59
Mangue	63.766,37	0,03	70.212,60	0,03	73.809,75	0,04
Cultivo florestal	515.637,12	0,25	1.597.138,38	0,79	2.492.231,26	1,23
Área úmida não florestal	22,90	0,00	11,32	0,00	12,68	0,00
Formação campestre	23.811.494,21	11,73	23.945.079,73	11,80	22.854.715,89	11,26
Apicum	1.733,39	0,00	221,47	0,00	1.159,47	0,00
Outra formação não florestal	81.436,55	0,04	6.282,14	0,00	237,88	0,00
Pastagem	36.999.133,48	18,23	51.791.962,81	25,52	48.644.641,30	23,97
Cultivo anual e perene	4.445.443,52	2,19	14.829.032,37	7,31	19.779.207,10	9,75
Cultivo semiperene	924.612,26	0,46	3.384.824,28	1,67	4.212.311,84	2,08
Mosaico de agricultura ou pastagem	22.297.905,12	10,99	13.087.725,66	6,45	13.627.996,07	6,71
Praia e duna	88.312,33	0,04	105.008,79	0,05	104.653,08	0,05
Infraestrutura urbana	312.380,39	0,15	480.055,54	0,24	560.901,50	0,28
Outra área não vegetada	109,61	0,00	100,01	0,00	59,59	0,00
Afloramento rochoso	65.887,02	0,03	73.583,83	0,04	76.046,33	0,04
Mineração	1.994,35	0,00	4.057,83	0,00	8.464,74	0,00

FONTE: Adaptado de MapBiomas (2019).

Soares-Filho et al. (2014) relataram que a maior parte do remanescente de vegetação nativa no Cerrado localiza-se em terras privadas, o que faz com que a vegetação nativa sofra uma intensa pressão antrópica. O advento do Novo Código

Florestal, aprovado em 2012, não trouxe mudanças ao panorama de intensificação do uso das áreas de Cerrado.

O Novo Código tornou-se ambientalmente mais permissivo que o anterior e permite a conversão legal de aproximadamente 40 milhões de hectares do Cerrado, ou seja, 45% da área total pode ser legalmente desmatado (SPAROVEK et al., 2011; LOYOLA, 2014; STRASSBURG et al., 2017).

Como consequência, os requisitos do Novo Código Florestal não são suficientes para garantir a manutenção da biodiversidade, tendo também sérios impactos sobre os serviços ecossistêmicos. A limitada aplicação da lei no Cerrado (GIBBS et al., 2015) também contribui para dificultar a conservação de seus ecossistemas e serviços associados (BRANCALION et al., 2016; VIEIRA et al., 2018).

2.3 CERRADO E SUA RELAÇÃO COM O FOGO

A grande área ocupada por biomas inflamáveis, especialmente nos trópicos e subtropicais, tem sido frequentemente atribuída à queima antropogênica. Entretanto, apesar dos incêndios antropogênicos terem promovido o aumento da extensão de áreas de vegetação inflamável, há evidências de que os incêndios naturais ocorreram muito antes dos seres humanos e que os ecossistemas inflamáveis são anteriores à queima antropogênica em milhões de anos (BOND; KEELEY, 2005).

A savana tropical é relativamente nova, originada pela expansão global de gramíneas C₄, de 3 a 8 milhões de anos a.p. (antes do presente), sendo que com a expansão das gramíneas C₄ e o aumento coincidente na frequência de fogo, bem como da existência de megaherbívoros, ocorreram pressões seletivas sobre a vegetação, levando-as ao desenvolvimento de novas soluções para sobreviverem (EDWARDS et al., 2010; LEHMANN et al., 2014).

Hipóteses sobre as origens do Cerrado variam desde o início do Cretáceo, em que linhagens de Cerrado foram sugeridas como possíveis precursoras das florestas adjacentes da Amazônia e da Mata Atlântica, ao Holoceno (LEDRU, 2002). O registro mais antigo de vegetação do tipo cerrado remonta a 32.000 anos a.p. e está localizado no Planalto Central Brasileiro. A vegetação que se assemelha aos atuais cerrados não ocorria antes de 7.000 anos a.p. Sua presença é, provavelmente, consequência de um aumento progressivo da sazonalidade, concomitante ao aumento da temperatura e, ambos os fatores, além da influência do homem, contribuíram para o aumento da

frequência de incêndios, embora a vegetação do Cerrado tenha sido adaptada ao fogo antes que as pessoas chegassem à América do Sul (COOKE, 1998; LEDRU, 2002).

Em escala global, a mais antiga evidência convincente para o controle humano do fogo remonta a 500 mil anos a.p. na Europa e 790 mil anos a.p. no Oriente. Fogueiras recentemente encontradas na caverna Qesem, em Israel, apoiam a ideia de que os hominídeos possuíam um uso controlado do fogo entre 400 e 200 mil anos. Nos tempos paleolíticos, o fogo pode ter sido usado para aquecer, cozinhar ou assar plantas e animais, iluminação e proteção contra predadores (THIEME, 1997; KARKANAS et al., 2007).

No Cerrado, estudos baseados em análises de pólen e carvão mostram que o fogo está presente desde antes da chegada do homem na América do Sul, há pelo menos 32.000 anos (COOKE, 1998; LEDRU, 2002). No entanto, uma maior documentação de evidências da ocorrência de queimadas tanto no Cerrado como nos Campos Sulinos existe para o período Holoceno, iniciado há cerca de 11.500 anos (BEHLING; PILLAR, 2006).

A ocupação humana do Cerrado iniciou há 11-12 mil anos e existem registros de que o fogo vem sendo usado pelo homem há alguns milhares de anos. Populações seminômades usavam ativamente o fogo há 4-5 mil anos (FIEDEL, 1992). Inicialmente utilizado por grupos indígenas brasileiros, o uso do fogo como ferramenta de manejo foi passado destes para os sertanejos, que dele se utilizaram principalmente para manejar os pastos nativos para a criação extensiva de gado (MISTRY et al., 2005, FIDELIS; PIVELLO, 2011).

Os indígenas, por sua vez, fizeram uso do fogo com vários propósitos, dentre os quais, limpeza de áreas, manejo de pastagens naturais, intimidação de animais indesejáveis e caça de animais (WELCH et al., 2013). Desta forma, o uso do fogo como instrumento de manejo agropecuário levou a mudanças nos regimes de queima que ocorriam anteriormente à chegada do homem. Além de aumentarem a frequência das queimadas, os usuários do fogo também modificaram sua época, intensidade e padrão espacial (PIVELLO, 2011).

Em comum com outras savanas tropicais, o Cerrado é dominado por gramíneas C₄, que aproveitam a alta intensidade da luz em verões quentes e úmidos para rapidamente acumular biomassa, que se torna inflamável nos longos invernos secos, provocando incêndios, geralmente várias vezes em uma década (SCHOLES; ARCHER, 1997; BOND; KEELEY, 2005). A sinergia entre o rápido crescimento,

rebrotamento e a inflamabilidade permite que as gramíneas superem as árvores e os arbustos, mantendo a copa aberta típica das savanas em áreas onde, sem fogo, as florestas dominariam (BOND; KEELEY, 2005).

Para Simon et al. (2009), a filogenia das plantas das linhagens do Cerrado está fortemente associada às adaptações ao fogo e implicam que o Cerrado se formou *in situ* por meio de mudanças adaptativas recentes e frequentes para resistir ao fogo e não através da dispersão de linhagens já adaptadas ao fogo. A localização do Cerrado, cercada por uma diversidade de biomas ricos em espécies e a barreira adaptativa representada pelo fogo, provavelmente contribuíram para a sua impressionante riqueza de espécies.

Diversas adaptações ao fogo são a marca da flora endêmica do Cerrado, que incluem espécies arbóreas e herbáceas com xilopódios (tubérculo que armazena água e nutrientes) ampliados, casca grossa de cortiça e árvores com ramificações escassas, brotos e folhas grossas, ervas perenes de floração e frutificação espacializadas (RATTER; RIBEIRO; BRIDGEWATER, 1997; KLINK; MACHADO, 2005).

Embora o ecossistema de savana e suas espécies estejam altamente adaptados ao fogo, a frequência crescente de incêndios de alta intensidade na estação seca tardia afeta negativamente o ecossistema através do aumento da mortalidade em pequenas plantas lenhosas, promovendo a ocorrência de gramíneas (OLIVERAS et al., 2013). Intervalos de retorno de incêndios no Cerrado podem ser curtos (um ano) e o regime comum, bienal, do fogo na estação seca, que em um único evento chega a queimar uma área superior a 50.000 ha está mudando o Cerrado para uma paisagem mais aberta e dominada por gramíneas, que por sua vez aumenta a intensidade e frequência do fogo (PEREIRA JÚNIOR et al., 2014; BARRADAS, 2017).

O padrão espacial de combustíveis finos na camada superficial é um dos principais fatores determinantes da ocorrência e do comportamento do fogo. Cargas de combustível, consistindo de biomassa viva e morta, são elementos críticos para intervenções estratégicas de manejo do fogo, como a queima prescrita na estação seca inicial para reduzir os impactos negativos sobre a biodiversidade, promover a pirodiversidade e reduzir as emissões de gases de efeito estufa (PRICE; RUSSELL-SMITH; WATT, 2012; BARRADAS, 2017).

A pirodiversidade é a consequência de atividades em que as variáveis do fogo são manipuladas para criar um mosaico de manchas representativas de uma série

histórica de fogo, de modo a gerar heterogeneidade no espaço e no tempo, ou seja, “a pirodiversidade gerando a biodiversidade” (MARTIN; SAPSIS, 1992).

Nas lições de Mistry e Berardi (2016), a crescente frequência e intensidade dos incêndios florestais nas últimas décadas tem sido comumente atribuída ao uso indevido do fogo pelas comunidades locais, resultando em muitos esforços para suprimir a queima agropastoril. No entanto, as comunidades tradicionais usam o fogo para diversos fins (MISTRY et al., 2018) e, apesar das evidências de sua importância ecológica e etnoecológica, uma política de fogo zero foi implementada na região do Cerrado por décadas. Isso levou ao aumento da carga de combustíveis e conflitos sociais. Como resultado, várias décadas de tentativas frustradas de evitar incêndios tiveram consequências ecológicas e de gestão prejudiciais (DURIGAN; RATTER, 2016).

Ao longo da década 2001-2010, Randerson et al. (2012) estimaram que cerca de 464 Mha, ou 3,5% da superfície terrestre livre de gelo foram queimados anualmente. Desse total, 33,8 Mha ocorreram na América do Sul. A concentração de incêndios na neste continente, bem como na África e Austrália é associada com seus imensos ecossistemas de savanas, caracterizadas por estações muito secas, altas temperaturas e baixa precipitação. Entre os seis biomas brasileiros, o Cerrado é o mais atingido pelos incêndios (ROY et al., 2008; OPAZO; CHUVIECO, 2013).

Baseados em imagens do satélite da Administração Oceânica e Atmosférica Nacional - Radiômetro de Resolução Muito Alta Avançada (NOAA-AVHRR), Di Bella et al. (2006) identificaram incêndios no sul da América do Sul e obtiveram que durante os períodos de 1999/2000 e 2000/01 foram detectados 1.434.160 e 639.265 incêndios, respectivamente, e, do total estimado de área queimada, 63% concentraram-se no Brasil. A partir dos anos setenta, a agricultura intensificada mudou drasticamente o Cerrado com implicações de longo alcance e negativas para o ecossistema e sua biodiversidade (GRECCHI et al., 2014). A pecuária é um dos principais propulsores do desmatamento e aumenta a frequência de incêndios, já que os incêndios estimulam o crescimento de gramíneas para a produção de forragem (PEREIRA JÚNIOR et al., 2014).

A política de fogo zero tem permitido a ocorrência de intensos incêndios no final da estação seca que cobrem grandes áreas, afetando negativamente a biodiversidade, homogeneizando paisagens, causando grande mortalidade de animais, colocando propriedades e vidas humanas em risco, gerando assim altos

custos de combate a incêndios (MURPHY; COCHRANE; RUSSELL-SMITH, 2015; FREEMAN et al., 2017). Além disso, conflitos e litígios ambientais geralmente surgem quando as comunidades locais são proibidas de usar o fogo como ferramenta de gestão, como descrito em outras regiões (MISTRY; BILBAO; BERARDI, 2016), levando ao desenvolvimento de programas comunitários e oficiais de manejo de fogo executados em vários ecossistemas propensos ao fogo (RUSSELL-SMITH et al., 2013).

Tentar evitar todos os incêndios no Cerrado não levou a uma conservação efetiva da biodiversidade. A Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, permite explicitamente o manejo de fogo para fins de conservação em áreas públicas e privadas dentro de ecossistemas propensos ao fogo (BRASIL, 2020). A Política Nacional de Manejo Integrado do Fogo ainda está para ser publicada (DURIGAN; RATTER, 2016). Entendendo que o gerenciamento de incêndio é complexo, que a experiência de gerenciamento é necessária e que nenhuma política fornece receitas prontamente aplicadas, um programa piloto de Manejo Integrado do Fogo (MIF) foi implementado pela primeira vez em 2014, em áreas protegidas no Cerrado (SCHMIDT et al., 2018).

O MIF considera práticas locais, informações ecológicas, opções de gestão e visa criar mosaicos de paisagem de diferentes histórias de fogo para conservar a biodiversidade (pirodiversidade) (MARTIN; SAPSIS, 1992), reduzir a prevalência de incêndios florestais de estação seca, proteger a vegetação sensível ao fogo e reduzir os conflitos entre os gestores e comunidades locais (SCHMIDT et al., 2018; ELOY et al., 2018). Segundo Schmidt et al. (2018), os primeiros três anos de regimes de gestão do fogo impostos levaram a uma redução de 40 a 57% nos incêndios que ocorrem na estação seca tardia, melhoraram o diálogo entre pesquisadores, gestores e comunidades locais, gerando comunidades de aprendizagem de gestão de incêndios.

No entanto, apesar das defesas em prol da pirodiversidade, a ser obtida com o manejo do fogo no contexto do MIF, existem questionamentos a essa hipótese. Para Parr e Andersen (2006), o significado ecológico de diferentes padrões de queima permanece desconhecido e os detalhes dos mosaicos de queima desejados não são especificados. Os autores sustentam que planos de gestão de incêndios baseados na retórica da pirodiversidade não possuem fundamentos em termos de diretrizes operacionais e capacidade de avaliação significativa, além do desafio de adequar as propostas às especificidades de cada região. Da mesma forma, Driscoll et al. (2011)

evidenciaram que a influência do arranjo espacial dos regimes de fogo na persistência das espécies é pouco compreendida.

2.4 MONITORAMENTO DE ÁREAS QUEIMADAS NO CERRADO

O advento do sensoriamento remoto permitiu a realização de análises e o monitoramento sistemático de mudanças ambientais ao longo de uma série histórica. Juntamente com o desenvolvimento dos Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), os quais estão ligados aos princípios da cartografia, o sensoriamento remoto possui um papel fundamental no mapeamento dos fenômenos geográficos, devido a sua possibilidade de produção e análise de séries temporais consistentes e acuidade dos dados obtidos (SHIMABUKURO et al., 2014).

Os sensores remotos e os SIGs são ferramentas fundamentais para estudos relacionados à ecologia do fogo e para avaliar o risco de incêndios (BASTARRIKA; CHUVIECO; MARTÍN, 2011; CHUVIECO et al., 2014). Os sensores remotos são considerados como a tecnologia mais eficiente para elaboração de bases de dados espacialmente explícitas de áreas queimadas (STROPPIANA et al., 2012), que são fundamentais para estudar os regimes de incêndios. Essa base de dados propicia uma ampla visão da distribuição temporal, espacial e padrões das queimadas em diferentes escalas, permitindo estudar as interações do fogo com as relações culturais e socioambientais (PEREIRA et al., 2012).

A detecção e a quantificação de áreas queimadas a partir de dados orbitais são abordadas sob distintos pontos de vista. A primeira se refere à detecção dos focos de calor associada a fogos ativos (SETZER; MORELLI; LOMBARDI, 2007). A segunda linha está relacionada à cartografia das queimadas e concentra-se na quantificação e na espacialização das áreas afetadas por esse fenômeno (PEREIRA et al., 2012).

Focos de calor consistem em detecções por satélite da radiância emitida por materiais, os quais emitem energia principalmente na faixa termal média de 3,7 a 4,1 μm do espectro óptico. Um foco indica a existência de fogo em um elemento de resolução da imagem (*pixel*), que varia de 1 km x 1 km até 5 km x 4 km, portanto, essa identificação só é realizada quando o momento de passagem do sensor coincide com o momento de ocorrência de incêndios. Apesar de não possibilitar, pelo menos de forma direta, a quantificação da área queimada, é possível obter uma informação rápida e precisa a respeito do local de possível ocorrência de fogo (queimada ou

incêndio florestal) (PEREIRA, 2003; GIGLIO et al., 2009a). Porém, os dados de focos de calor não fornecem informações diretas sobre a extensão da área queimada. Para estabelecer relações desse tipo, é necessário calibrar os dados de focos com estimativas de áreas queimadas obtidas de sensores de alta resolução (EVA; LAMBIN, 1998).

Na identificação de áreas queimadas, a detecção é feita a partir das alterações provocadas pelo fogo na vegetação, tais como a deposição de cinzas e carvão provenientes da queima da vegetação. O tempo de permanência dessas alterações é superior ao do sinal de um foco ativo (BASTARRIKA; CHUVIECO; MARTÍN, 2011), sendo assim, um incêndio que não foi identificado por focos de calor tem maior chance de ser identificado sob a forma de área queimada, possibilitando também uma análise mais detalhada.

O primeiro trabalho de mapeamento de áreas queimadas no Cerrado foi desenvolvido no Parque Nacional de Brasília, por meio do processamento digital de imagens, onde se avaliou os canais espectrais 5 e 7 do sensor MSS (com os comprimentos de ondas 0,6-0,7 μ m e 0,8-1,1 μ m, respectivamente), por meio da classificação automática, utilizando o classificador máxima verossimilhança (SANTOS; AOKI, 1981). Esse trabalho mostrou o potencial do uso das imagens de satélite para o mapeamento de queimadas no Cerrado.

Posteriormente, outros trabalhos foram realizados a fim de documentar a aplicabilidade do uso do sensoriamento remoto, SIGs e geotecnologias para identificação e quantificação de áreas queimadas em unidades de conservação no Cerrado (por exemplo, PONZONI, LEE; HERNANDEZ-FILHO, 1986; SHIMABUKURO; SANTOS, 1991).

O trabalho desenvolvido por Pereira e Setzer (1996), baseado em regressões de dados de focos de calor obtidos pelo NOAA com interpretação de imagens do satélite de média resolução - TM/Landsat, foi, também, um dos primeiros a quantificar áreas queimadas em todo o Cerrado. Deste, estimou-se que cerca de 196.000 km² de Cerrado queimaram no período 08 de junho a 12 de setembro de 1988, ocorrendo com maior concentração no sul do Maranhão, centro-leste do Tocantins, centro-oeste da Bahia, centro-sul de Goiás e centro-oeste e centro-leste de Mato Grosso.

Em outro estudo realizado no Cerrado com mapeamento de cicatrizes de fogo, França (2000) validou e ajustou o algoritmo de identificação de cicatrizes a partir de dados TM/Landsat, criando mosaicos quinzenais das imagens do sensor

AVHRR/NOAA-14 para toda a área de estudo. O resultado da área queimada no período de 01 de maio de 1998 a 30 de abril de 1999 foi estimado em aproximadamente 429.000 km² (19% da área total estudada).

Com base em 42 cenas Landsat, cuja área cobre 41% do Cerrado e, por meio da interpretação visual dessas imagens, seguida de uma estimativa de amostragem estratificada, o primeiro inventário de gases de emissões de efeito estufa no Brasil de 2002 estimou que 197.602 km² em áreas não antrópicas do Cerrado foram queimadas no período de julho a novembro de 1999 (KRUG et al., 2002). Os dados Landsat foram avaliados para o período dos meses de junho e julho do ano de 1999 e extrapolados para o período de julho a novembro por meio da contagem de focos ativos do sensor AVRHH e sua relação com as queimadas Landsat.

Araújo, Ferreira e Arantes (2012) avaliaram áreas queimadas no Cerrado utilizando dados do produto MODIS MCD45A1, durante o período de 2002 a 2010 e constataram 541.000 km² de áreas queimadas das quais 73% estão presentes em áreas de Cerrado. Araújo (2015) avaliou o desempenho do produto MCD45A1 comparando com perímetros de queimadas em mapas de referência adquiridos com imagens Landsat. Erros significativos de omissão (até 68%) foram associados às pequenas áreas, menores que 0,5 km².

Paulucci, Machado-Silva e Libonati (2017) estimaram as áreas queimadas para o Cerrado em uma média de 381.186 km² anuais, durante o período de 2005 a 2014. Os autores avaliaram a correlação entre as queimadas e dados meteorológicos e concluíram que, apesar da influência dos fatores ambientais, a atividade antropogênica também possui um papel importante na dinâmica do fogo.

2.5 GEOTECNOLOGIAS NO MONITORAMENTO DE ÁREAS QUEIMADAS

O termo sensoriamento remoto (SR) foi utilizado pela primeira vez no início dos anos de 1960, tornando-se uma das mais bem sucedidas tecnologias de coleta automática de dados para o levantamento e monitoração dos recursos terrestres, possibilitando suas aplicações nas áreas de levantamentos de recursos naturais e mapeamentos temáticos, monitoração ambiental, detecção de desastres naturais e desmatamentos (SANTOS; AOKI, 1981; MENESES; SANO; ASSAD, 2012).

Conceitua-se como sensoriamento remoto a ciência que visa o desenvolvimento da obtenção de imagens da superfície terrestre, por meio da

utilização de modernos sensores, equipamentos para processamento e transmissão de dados com o intuito de caracterizar o ambiente terrestre, valendo-se da detecção e medição quantitativa das respostas das interações da radiação eletromagnética com os materiais terrestres (NOVO, 1998; MENESES; SANO; ASSAD, 2012).

Desde o seu advento, as imagens satelitais passaram a representar uma das formas mais viáveis para o monitoramento ambiental em escalas locais, regionais e globais, devido à rapidez, eficiência, periodicidade, baixo custo e uma visão em diversos espectros facilitando diversas análises. Sendo assim, um dos principais objetivos do sensoriamento remoto é distinguir e identificar as composições de diferentes materiais que possam estar na superfície, sejam eles tipos de vegetação, padrões de uso do solo, rochas entre outros (CRÓSTA, 2004; GONTIJO et al., 2011).

Com a digitalização das imagens de sensoriamento remoto surgiram técnicas de processamento de imagens, tornando possível manipulá-las de forma a melhorar a visualização e interpretação humana de acordo com a aplicação desejada (SOUZA; CORREA, 2007). Os processamentos são realizados nos Sistemas de Informações Geográficas (SIG) por meio do processamento digital de imagens (PDI), que é a área do conhecimento que trata da modelagem matemática, análise e implementação em *software* de sistemas digitais voltados ao tratamento de informação, com o propósito de torná-la mais adequada à interpretação por seres humanos ou máquinas (ESQUERDO et al., 2010).

Para Esquerdo et al. (2010), por meio do SIG, pode-se quantificar e identificar os conflitos de uso da terra, auxiliando o monitoramento, controle e suporte para o estudo de impactos que poderão ocorrer. Estes resultados são obtidos mediante a sobreposição de diversas informações espaciais do local em estudo. Em síntese, sistemas de informações geográficas são sistemas destinados à aquisição, armazenamento, manipulação, análise e apresentação de dados referenciados espacialmente (PRUDENTE, 2010).

A necessidade de visão espacial para extrapolação de dados pontuais como focos de calor, material combustível e áreas queimadas preconizaram a utilização de ferramentas de geoprocessamento e sensoriamento remoto. A este agrupamento de ferramentas, quais sejam, sensoriamento remoto, geoprocessamento, GPS, cartografia automatizada e sistema de informação geográfica dá-se o nome de geotecnologias, que nos permite fazer uma análise integrada do ambiente (LENTILE et al., 2006; SILVA et al., 2012).

Lentile et al. (2006) definem geoprocessamento como sendo uma importante ferramenta vinculada ao SIG, onde o termo geoprocessamento denota a disciplina do conhecimento que utiliza técnicas matemáticas e computacionais para o tratamento da informação geográfica e que vem influenciando de maneira crescente as áreas de monitoramento do espaço territorial. Assim, num país de dimensão continental como o Brasil, com grande carência de informações sobre problemas urbanos, rurais e ambientais, o geoprocessamento apresenta um enorme potencial, principalmente se baseando em tecnologias de custo relativamente baixo (ORTH et al., 2003).

No aprimoramento das ferramentas de geoprocessamento e de sensoriamento remoto surgem as geotecnologias como conjunto de técnicas e processos que visam o estudo de espaços terrestres com seus elementos naturais e/ou construídos de forma a subsidiar os processos de tomadas de decisão com informações sobre o território. Elas atendem as necessidades de levantamento, organização e análise de dados localizados no espaço geográfico, representadas principalmente pelo SIG, pelo SR e pela cartografia, os quais propiciam a coleta, armazenamento e análise de grande quantidade de dados, permitindo a produção de informações em pouco tempo e com baixo custo (ORTH et al., 2003; SAQUET; MELLO FILHO, 2009).

Quando se trata de incêndios florestais, torna-se imprescindível o uso do sensoriamento remoto, já que tendem a ocorrer sobre uma grande extensão territorial e o monitoramento desses eventos, por meio de imagens orbitais em países de grande extensão territorial como o Brasil, é o meio mais eficiente e de baixo custo quando comparado a outros meios de detecção.

Fitz (2008) relata que não se pode mais conceber pesquisas de caráter ambiental, geológico, planejamento urbano e regional desvinculado das técnicas de SIG. As técnicas de sensoriamento remoto são muito utilizadas na detecção e monitoramento de queimadas, levando em consideração a sua eficiência na disponibilidade dos dados sobre sua localização e extensão, servindo de suporte às análises espaciais e de impactos ambientais, econômicos e sociais (PIROMAL et al., 2008).

As informações sobre a localização e ocorrências de queimadas são importantes para a definição de estratégias de combate e prevenção de incêndios, bem como para a avaliação de danos ecológicos e econômicos, e como dados para a formulação de modelos atmosféricos e de impactos microclimáticos. Os produtos

divulgados são utilizados para fins diversos, como: planejamentos de combate ao fogo, estatística de emissões de gases, trabalhos científicos, entre outros (JESUS; SETZER; MORELLI, 2011).

Do ponto de vista da gestão do fogo, o mapa de recorrência de incêndios florestais representa um instrumento útil para o planejamento e atuação dos órgãos competentes, indicando as áreas prioritárias para o desenvolvimento de ações preventivas e de fiscalização (TATAGIBA, 2010). Dessa forma, a nível global, o sensoriamento remoto se configura como a principal ferramenta para o monitoramento e a detecção de incêndios. As áreas afetadas apresentam resposta espectral específica, o que permite identificá-las e mapeá-las (FRANÇA; FERREIRA, 2005).

Segundo Jesus, Setzer e Morelli (2011), desde a década de 1980, o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) tem desenvolvido e aprimorado o sistema operacional de detecção de fogo sobre a vegetação. Diariamente são produzidas informações sobre focos de calor na América do Sul a partir de detecção por sensores orbitais.

O sensoriamento remoto do ponto de vista técnico-científico vem se destacando perante as demais geotecnologias, na medida em que os bancos de dados acumulam informações geradas através do uso de satélites, estas correspondem a uma importante fonte de informações, sobre os diversos fenômenos que ocorrem na superfície terrestre, dentre eles está o da identificação de queimadas (CARVALHO et al., 2006).

De acordo com Florenzano (2008), a detecção e o monitoramento de queimadas transcendem ao problema do desmatamento e suas consequências em si. Desta forma, o sensoriamento remoto pode então atuar na disponibilização de informações espaciais e temporais sobre as ocorrências de incêndios florestais e queimadas, além da medição da área e da biomassa afetadas pelo fogo, fornecendo importantes contribuições para os estudos relacionados ao ambiente e aos seus efeitos ecológicos e microclimáticos.

Essa capacidade de processamento de informações a partir de SIGs, técnicas e equipamentos de geoprocessamento (*hardwares* e *softwares*) permite a realização de diversos estudos de cunho físico-ambiental, tendo como objetivo a preservação e a melhor utilização dos recursos naturais. Assim, as geotecnologias podem ser bastante úteis no monitoramento de queimadas e incêndios florestais (NASCIMENTO; LIRA, 2012).

2.5.1 Características espectrais das queimadas

O principal instrumento para extração das informações dos dados de sensoriamento remoto é o Processamento Digital de Imagens (PDI), que permite o mapeamento e monitoramento de grandes áreas da superfície terrestre, considerando diferentes escalas temporais e espaciais sobre uma série histórica que podem descrever a evolução das paisagens ao longo do tempo (PONZONI; LEE; HERNANDEZ-FILHO, 1986).

Tais informações podem ser extraídas através de métodos de análises de dados de sensoriamento remoto, os quais se subdividem em dois importantes conjuntos: análise digital e análise visual de imagens. O primeiro engloba uma série de técnicas de manipulação numérica de dados e inclui o pré-processamento, as técnicas de realce e as técnicas de classificação. Na classificação de imagens procura-se o reconhecimento automático dos objetos presentes na cena a partir da análise quantitativa dos níveis de cinza. A análise visual, no entanto, está diretamente ligada à experiência do intérprete, que utilizando chaves de identificação como matiz, textura, tamanho, localização, forma e contexto espacial, entre outros, realiza a classificações de imagens (CHUVIECO, 1996; NOVO, 1998).

Objetos da superfície terrestre, como a vegetação, por exemplo, refletem, absorvem e transmitem a Radiação Eletromagnética (REM) em proporções que variam de acordo com as características biofísicas e químicas dos objetos, sendo possível distinguir alvos da superfície terrestre nas imagens dos sensores remotos (FLORENZANO, 2013). A partir desse princípio é possível distinguir também a vegetação sadia (verde) de uma vegetação queimada (SOARES, 2016).

O espectro eletromagnético é comumente dividido em regiões espectrais principalmente em função do comprimento de onda. O intervalo visível, perceptível ao olho humano, compreende de 0,4 a 0,7 μm . Acima de 0,7 μm tem-se a região do infravermelho (IR, sigla de *infrared*), que, por sua vez é subdividido em infravermelho próximo - 0,7 a 3 μm (NIR, sigla de *near infrared*) -, infravermelho médio - 3 a 6 μm (MIR, sigla de *middle infrared*) - e infravermelho distante - 6 a 15 μm (FIR, sigla de *far infrared*). Entretanto, as principais diferenças entre a divisão recomendada por Clark et al. (1999) e a nomenclatura encontrada na literatura, está na região do infravermelho próximo, que é tida como o intervalo entre 0,7 a 1,3 (NIR – sigla de *near infrared*). Acima dessa faixa (até 3 μm) é frequentemente empregada a denominação

infravermelho de ondas curtas (SWIR – sigla de *short wavelength infrared*) (FLORENZANO, 2013).

As áreas devastadas por incêndios podem ser identificadas pelas “cicatrices” deixadas pelo fogo, uma vez que, logo após a passagem do fogo uma camada de carvão e cinzas, resultante da combustão da vegetação, é depositada sobre o solo. Tal camada, rica em carvão tem a propriedade de absorver a radiação solar numa ampla faixa do espectro ótico e, portanto, de refleti-la muito pouco (FRANÇA; RAMOS-NETO; SETZER, 2007).

Após a queima da vegetação e da serapilheira, ou seja, carbonização do material combustível, há deposição de carvão na superfície, tornando-a mais escura. Como consequência, observa-se na maioria dos casos uma redução da reflectância na região visível (LENTILE et al., 2006) e, principalmente, a atenuação da feição de reflectância ($\sim 0,55 \mu\text{m}$) causada pela absorção da energia por clorofila nos comprimentos de onda adjacentes (SANTOS, 2017).

No entanto, outro efeito da combustão é a exposição do solo e redução da sua umidade. Desta forma, já que o solo, por natureza, reflete mais que a vegetação na região do visível. Escuin, Navarro e Fernandez (2008) sugerem que pode haver um aumento da reflectância da superfície nessa região do espectro eletromagnético. Para esses autores, após ocorrência da combustão, ocorre uma significativa diminuição na reflectância na faixa NIR, que é alta quando a vegetação está sadia. Por sua vez, na faixa espectral SWIR a radiação eletromagnética é fortemente absorvida pelo conteúdo de água na vegetação (e do solo), apresentando dois valores de absorção característicos em $\sim 1,4$ (SWIR₁) e $\sim 1,9 \mu\text{m}$ (SWIR₂).

Com o passar dos dias após a ocorrência de um incêndio, as alterações no comportamento espectral das áreas queimadas são alteradas de modo que quanto maior a defasagem temporal entre a passagem do fogo e o imageamento da área, menor é a probabilidade de que a área seja identificada como queimada (CORONA; LAMONACA; CHIRICI, 2008; SILVA, 2015), podendo resultar em erros de omissão no mapeamento dessas áreas. Este problema é ainda mais sério no caso das savanas, pois devido à maior efemeridade dos sinais da ocorrência dos incêndios florestais e/ou queimadas, o desempenho da identificação torna-se dependente de imageamentos frequentes (PEREIRA, 2003).

No Cerrado, devido às características da vegetação, que possui feições de dossel aberto, as cicatrizes de fogo são espectralmente mais facilmente detectáveis

se comparadas às cicatrizes de fogo na Amazônia, onde na maioria das vezes o fogo ocorre no sub-bosque da floresta. Entretanto, existem dificuldades na detecção dessas cicatrizes no Cerrado, pois alvos como corpos d'água, sombras de relevos e nuvens possuem assinatura espectral semelhante à das cicatrizes de fogo em algumas bandas do Landsat. Outra dificuldade na detecção das cicatrizes é sua subestimação em consequência da rápida regeneração da vegetação que as oculta (RIVERA-LOMBARDI, 2003).

Estudo realizado por Krug, Rivera-Lombardi e Santos (2004), por meio de imagens Landsat, demonstrou que no Cerrado há alta variabilidade da permanência dos sinais de cicatrizes de áreas afetadas pelo fogo. A análise dos dados indicou que a permanência média dos sinais está sujeita a variações anuais significativas.

Para a Chapada dos Veadeiros, a permanência média foi de 79, 55, 102 e 47 dias, enquanto os dados correspondentes para a região do Araguaia foram de 64, 96, 82 e 57 dias. Independentemente das diferenças (em termos absolutos) da permanência média para cada ano no período analisado, a fisionomia campo foia que consistentemente apresentou a maior permanência média das cicatrizes do fogo, seguido pelo parque de cerrado e campo cerrado (KRUG; RIVERA-LOMBARDI; SANTOS, 2004).

Em razão da diversidade das características e do comportamento espectral dos diferentes usos e ocupação do solo, a permanência das cicatrizes em áreas queimadas nas imagens e as diferentes resoluções interferem diretamente na precisão dos mapeamentos. Para contornar essa dificuldade faz-se necessário realizar a validação dos dados (LIBONATI; SETZER; MORELLI, 2013; MOUILLOT et al., 2014). Para essa validação, imagens de melhor resolução espacial (30 metros) são utilizadas na comparação com mapas regionais e globais (PADILLA et al., 2015). Essa avaliação é feita por meio da comparação dos mapeamentos globais e regionais, com mapas de referência obtidos por imagens de melhor resolução. Nesse sentido, Boschetti, Roy e Justice (2009) propuseram um protocolo para padronização e orientações na geração dos mapas de referência, com intuito de compartilhar esses dados.

Apesar dos diversos estudos utilizando o sensoriamento remoto para mapeamento de áreas queimadas, a automação completa desse procedimento ainda é um desafio (BOSCHETTI et al., 2015). Isso é devido a diversos fatores como a diversidade dos ecossistemas globais e seus diferentes comportamentos em relação

ao fogo, diferentes usos do solo, semelhança espectral das áreas queimadas com diferentes alvos (sombra, corpos d'água, rochas), permanência dos sinais das cicatrizes e persistência de nuvens nas imagens (PEREIRA, 2003).

2.5.2 Séries temporais de dados de sensores remotos

Por meio da análise de séries temporais, é possível detectar tendências na assinatura temporal, permitindo diferenciar uma mudança natural, geralmente temporária, de uma mudança ocorrida por atividade antrópica, que pode ser permanente (COPPIN et al., 2004). Nas lições de Martínez e Gilabert (2009), as técnicas baseadas em dados multitemporais, multiespectrais e adquiridos por sensores de satélite servem para detectar, identificar, mapear e monitorar mudanças nos ecossistemas, independentemente de seus agentes causais.

Para Bruzzone, Smits e Tilton (2003), o desenvolvimento de metodologias eficazes para a análise de dados multitemporais é uma das questões mais importantes e desafiadoras para a comunidade de sensoriamento remoto. Devido à natureza dinâmica da vegetação, aqueles que incorporam séries longas de imagens de alta resolução temporal resultam especialmente interessantes. Entretanto, essas séries estão disponíveis apenas na resolução espacial grossa e média (MARTÍNEZ; GILABERT, 2009).

As metodologias de extração de informações multitemporais diferem com base na aplicação específica investigada e no tipo de dados disponíveis. Por conseguinte, diferentes tipos de produtos multitemporais são mais adequados para serem considerados em certas aplicações do que outros. As aplicações mais amplamente abordadas estão relacionadas a produtos obtidos por meio de análise de detecção de mudança, classificação multitemporal e análise de tendências de séries temporais de dados (para identificação de mudança ou previsão e/ou predição) (BOVOLO; BRUZZONE, 2015; FERRARIS et al., 2018).

As informações em dados multitemporais estão associadas à dinâmica das variáveis que são medidas, o que está vinculado às mudanças ocorridas entre sucessivas aquisições. Neste sentido, as mudanças podem ser distinguidas entre mudanças abruptas, que ocorrem em um curto espaço de tempo (por exemplo, aquelas causadas por incêndios florestais, inundações e terremotos) ou mudanças de médio / longo prazo, que podem ser apreciadas apenas comparando séries temporais

de imagens (por exemplo, desertificação, crescimento urbano). Essas mudanças podem ser discriminadas usando imagens adquiridas em momentos diferentes por: a) mesmo sensor; b) diferentes sensores com propriedades semelhantes; c) sensores diferentes com propriedades diferentes (BOVOLO; BRUZZONE, 2015).

Único entre os programas de observação da Terra, o programa Landsat fornece dados contínuos de observação da Terra nos últimos 41 anos. No entanto, por muito tempo, os dados do Landsat raramente foram usados para análise de séries temporais, devido ao alto custo e à necessidade de grandes recursos de armazenamento e computação de alto desempenho (LOVELAND; DWYER, 2012).

Historicamente, a detecção de alterações usando dados do Landsat baseou-se principalmente na comparação de imagens em dois momentos diferentes, a abordagem bitemporal que, apesar de matematicamente simples e não necessitar que sejam armazenados grandes quantidade de dados, ela é menos útil em comparação com a abordagem de séries temporais, que é capaz de fornecer uma compreensão mais abrangente da complexidade da dinâmica da superfície terrestre (COPPIN et al., 2004).

Os dados do Landsat são sistematicamente coletados e arquivados seguindo uma estratégia de aquisição global. A oferta de produtos de dados robustos e gratuitos desde 2008 estimulou o renascimento do interesse pelo Landsat e resultou em um uso cada vez mais difundido (KENNEDY et al., 2014). Desta forma, a série Landsat destaca-se pelo seu acervo de imagens, o que favorece a análise multitemporal da dinâmica florestal (HANSEN et al., 2013) e dos efeitos pós-fogo (SMITH et al., 2005).

O primeiro satélite da série Landsat foi lançado no início dos anos 1970, sendo o primeiro veículo espacial implantado para o monitoramento terrestre, utilizado até hoje (USGS, 2018) (*UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY*). Atualmente, os principais satélites da série Landsat, que são utilizados em pesquisas são: Landsat 5, Landsat 7 e Landsat 8. O sensor *Thematic Mapper* (TM), a bordo do Landsat 5, tem disponibilizado imagens desde 1984, já o Landsat 7, que possui o sensor *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+), desde 1999 e, atualmente, o Landsat 8, disponibiliza imagens dos sensores OLI (*Operational Land Imager*) e TIRS (*Thermal Infrared Sensor*), em órbita desde 2013 (USGS, 2018).

O uso de dados adquiridos pelo Landsat traz inúmeras vantagens, quando se trata de monitoramentos: primeiro, com mais de 40 anos de imagens da Terra, oferece

a série temporal mais longa de dados, sistematicamente, coletados de sensoriamento remoto; segundo, a resolução espacial dos dados, que facilita a caracterização da cobertura da terra, bem como as mudanças que ocorrem; terceiro, o TM e mais tarde o ETM+ e o OLI, que adquirem medições espectrais em todas as grandes porções do espectro eletromagnético solar (visível, infravermelho próximo, infravermelho médio), oferecendo vantagens sobre sistemas de sensores menos capazes; e por último, nos últimos anos, os dados Landsat se tornaram mais acessíveis, assim como os computadores necessários para processar esses dados, tornando possível adquirir e analisar grande volume de informações (ARANTES, 2014).

Apesar das várias vantagens, em regiões tropicais, a frequente cobertura de nuvens pode comprometer ou mesmo inviabilizar a análise dos dados e, somado a isso, algumas imagens Landsat não estão disponíveis em certas datas, dificultando o uso contínuo destas imagens. A solução em contornar a ausência de dados do Landsat está no uso conjugado com os dados do sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectro-radiometer*), a bordo dos satélites Terra e Aqua, lançados em 1999 e 2002, respectivamente.

O sensor MODIS foi desenvolvido e projetado para amplos estudos da Terra e suas mudanças temporais e geofísicas (XIONG et al., 2009). Possui as seguintes características: (a) resolução temporal de dois dias; (b) resolução radiométrica de 12 bits (4096 níveis de cinza); e (c) 36 bandas espectrais contidas no intervalo de 0,4 a 14,4 μm do espectro eletromagnético; duas bandas apresentam resolução espacial de 250 m, em outras cinco bandas, de 500 m e as demais de 1 km; (d) a área imageada é de 1200 km^2 (SOARES; BATISTA; SHIMABUKURO, 2007).

Todavia, dados de satélite de alta frequência temporal possuem baixa resolução espacial, o que não é ideal para estudos em regiões com alta fragmentação da paisagem. O sensor MODIS, por exemplo, possui resolução espacial de 250, 500 ou 1000 metros, a depender da banda. Portanto, algumas limitações tecnológicas, no que concerne às características espaciais, espectrais e temporais dos sensores impedem a caracterização mais detalhada de fenômenos que ocorrem na superfície terrestre (HILKER et al., 2009).

Contudo, para escalas maiores, como a nível continental ou que envolve várias regiões de um país, menciona-se que a comunidade científica adota e aceita os cálculos feitos por meio do processamento digital de imagens de menor resolução ou extrapolação das áreas queimadas dos focos de calor. No entanto, estes trabalhos

geralmente são validados por meio da interpretação visual de imagens dos satélites Landsat, CBERS e outros, com 30 e 20 m de resolução espacial, respectivamente (JESUS; SETZER; MORELLI, 2011; MESQUITA et al., 2011).

2.5.3 Sensores de obtenção de áreas queimadas em escala global

Nas últimas décadas houve o desenvolvimento de vários produtos globais de incêndios derivados de satélites, usando algoritmos automatizados e semi-automatizados para mapeamento sistemático de áreas afetadas por incêndios em longas séries temporais. As primeiras tentativas de mapear globalmente as áreas queimadas basearam-se nos dados da NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) - AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*) (ALONSO-CANAS; CHUVIECO, 2015).

Mais recentemente, outros sensores com maior sensibilidade para mapeamento de áreas queimadas têm sido empregados para criar inventários globais de áreas queimadas. O GBA2000 foi produzido a partir de dados da VGT (*VEGETATION*), a bordo da plataforma SPOT (*Satellite pour l'Observation de la Terre*), do ano 2000, posteriormente estendido para a série 2000-2007 e denominado L3JRC, ainda baseado em dados da VGT (TANSEY et al., 2008).

Todos esses produtos globais têm pontos fortes e fracos e foram utilizados em uma ampla gama de modelagem (MOUILLOT et al., 2014). No entanto, esses produtos são gerados usando algoritmos de detecção aplicados a séries temporais de reflectância de superfície de espectrômetros de resolução moderada, geralmente com resolução de 300, 500 m a 1 km, e exigem calibração e validação com imagens de resolução mais alta (ROY; BOSCHETTI, 2009; PEREIRA et al., 2017).

A comparação dos dados de áreas queimadas derivadas do MODIS MCD64A1, do PROBA e do ESA Fire_CCI, com aquelas geradas a partir de produtos de satélites de maior resolução, pode fornecer informações fundamentais sobre a precisão e aplicabilidade desses produtos. Nas lições de Roy e Boschetti (2009), uma validação adequada e intercomparação de todos esses produtos ainda precisam ser feitas. Trabalhos recentes mostraram o uso de estruturas de projeto estatístico para validação de produtos globais de áreas queimadas (PADILLA; STEHMAN; CHUVIECO, 2014; PADILLA et al., 2015).

Após promover o produto global de áreas queimadas chamado Globcarbon, de 1998 a 2007, a Agência Espacial Europeia (ESA) lançou em 2013 a missão PROBA-V (*Project for On-Board Autonomy - Vegetation*) (DIERCKX et al., 2014), que, dentre os dados produzidos há os referentes a áreas queimadas com resolução espacial de 300 m, demonstrando que satélite tipo PROBA, pequenos satélites para observação da Terra, pode implementar uma missão capaz de fornecer produtos de qualidade (FRANCOIS et al., 2014).

Os sensores a bordo deste satélite possuem quatro canais multiespectrais: azul (0,463 μm); vermelho (0,655 μm); infravermelho próximo (NIR, 0,845 μm), e infravermelho de ondas curtas (SWIR, 1,6 μm) (FRANCOIS et al., 2014). Os dados do PROBA-V são divulgados pela organização independente europeia de pesquisa e tecnologia, denominada VITO, em parceria com a Agência Espacial Europeia. Neste trabalho, foram utilizados os dados dos produtos S10-TOC (*Top of the canopy*), que consiste nos compósitos de 10 dias do máximo valor do Índice de Vegetação por Diferenças Normalizadas (NDVI). O produto S10-TOC tem os dias iniciais no dia 1, 11 ou 21 de cada mês (WOLTERS; DIERCKX; SWINNEN, 2016).

A ESA também desenvolveu o algoritmo para detecção e monitoramento de áreas queimadas globais (BA) mais recente, projetado para o sensor MERIS da ENVISAT, que oferece bandas espectrais no espectro visível e infravermelho próximo, com resolução espacial de 250 m. Este último produto é chamado Fire_CCI, desenvolvido para atender aos requisitos específicos da comunidade de modelagem climática. Os dados originais são entregues em arquivos mensais GeoTIFF e organizados por azulejos continentais que compõem o globo. O produto inclui a data em que o *pixel* identificado como queimado foi detectado pela primeira vez, um valor de nível de confiança que reflete a probabilidade de o *pixel* ser área queimada (levando em conta o número de detecções, premissas de pré-processamento e probabilidade de classificação de áreas queimadas) (CHUVIECO et al., 2016; FORNACCA; REN; XIAO, 2017).

Além dos produtos europeus, os dados do MODIS (*Imager Resolution Imaging Spectroradiometer*) a bordo dos satélites Terra e Aqua da NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) também foram utilizados em razão de mostraram grande potencial para o mapeamento global de áreas queimadas e é a base para a estimativa de áreas queimadas incluída no GFED (*Global Fire Emissions Database*) (VAN DER WERF et al., 2010), amplamente utilizado por modeladores climáticos e de carbono.

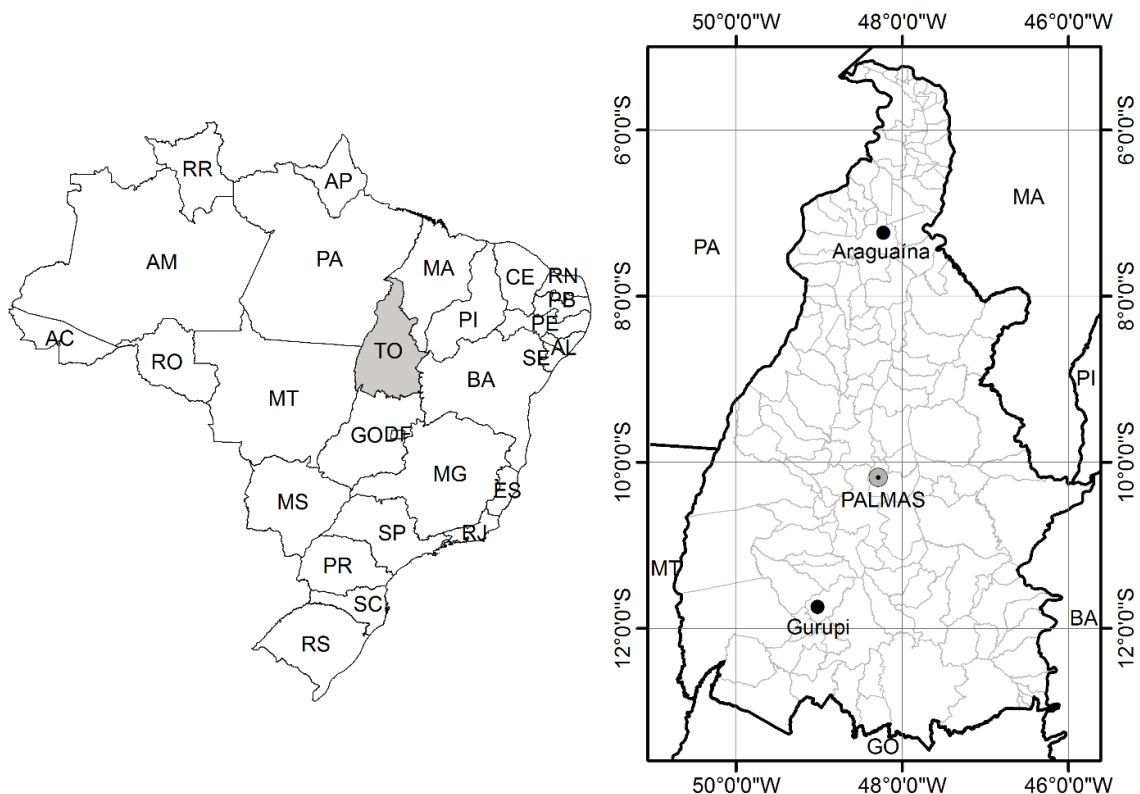
Para este estudo utilizou-se o mais recente produto, o MCD64A1, que faz parte dos produtos da Coleção 6 e é baseado em um algoritmo híbrido combinando detecções ativas de fogo e mudanças multitemporais em índices espectrais (RANDERSON et al., 2012).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estado do Tocantins abrange uma área de 277.720,412 km². O Estado está localizado no centro geográfico do país situando-se, entre os paralelos 5° e 13° de latitude sul e os meridianos 46° e 51° de longitude oeste (FIGURA 2). A distância entre os pontos extremos norte-sul é de, aproximadamente, 925 km e entre os pontos extremos leste-oeste, 567 km. O Estado limita-se ao norte com o Maranhão e Pará, ao sul com o estado de Goiás, a leste com o Maranhão, Piauí e Bahia e a oeste com o Mato Grosso e Pará (IBGE, 2019).

FIGURA 2 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO. FIGURA (A) REPRESENTAÇÃO DO TOCANTINS NO MAPA DO BRASIL. (B) DETALHAMENTO DO ESTADO DO TOCANTINS.



FONTE: O autor (2019).

Criado em 1988 e dividido em 139 municípios, o Estado contava em 2010 com uma população de 1.383.445 pessoas e estimada em 1.555.229 para 2019 (IBGE, 2013). Mais de um terço da população está concentrada nas cinco maiores cidades:

Palmas, Araguaína, Gurupi, Porto Nacional e Paraíso de Tocantins. Em comparação com os demais entes federativos, o estado do Tocantins está na 22ª posição quanto à densidade demográfica (4,98 hab/km²).

O estado do Tocantins apresenta clima distintamente sazonal caracterizado por dois períodos distintos, período chuvoso e período seco, sendo que o chuvoso começa em meados de outubro e se estende até abril, e o período seco ocorre de maio a setembro, onde não há praticamente registros de precipitações, com temperaturas elevadas e baixa umidade relativa do ar (TOCANTINS, 2012).

O clima do Estado, conforme o método de Thornthwaite pode ser dividido em três zonas principais: 1) C2w2A'a', clima úmido subúmido com pequena deficiência hídrica ao sudeste do Estado na divisa com o estado da Bahia; 2) B1wA'a', clima úmido com moderada deficiência hídrica, numa faixa ao sudoeste do Estado (na divisa com Mato Grosso) e na região norte do Estado, chamado Bico do Papagaio; 3) C2wA'a'', clima úmido subúmido com moderada deficiência hídrica, na parte central e centro sul do Estado. A precipitação média anual é mais baixa no sudeste do Estado (por volta de 1300 mm/ano) e aumenta no sentido noroeste até 2100 mm/ano na divisa com o sul do estado do Pará (TOCANTINS, 2012).

Predominam no Estado solos concrecionários e latossolos no centro-sul e no centro e areias quartzosas no leste e centro-norte. A maioria dos solos tem fraco até moderado potencial de erosão, com exceção de uma faixa que cruza o Estado do sudeste até o noroeste, com solos com forte ou até muito forte potencial de erosão (TOCANTINS, 2012).

O Estado possui importantes áreas de transição Cerrado-Amazônia e alguns dos maiores blocos de remanescentes de Cerrado (KLINK; MACHADO, 2005; SILVA, 2007), caracterizado por um mosaico de diferentes tipos de vegetação. As zonas florestadas é originalmente abundantes na porção norte do estado, enquanto o sul é caracterizado pela presença de florestas secas, o leste é composto por vegetação de cerrado influenciado pelo contato com o domínio Caatinga e áreas elevadas no platô de arenito Serra Geral, enquanto que as áreas mais baixas, dominadas por savanas inundadas e extensos banhados são dominantes nas porções oeste banhadas pelo rio Araguaia (TOCANTINS, 2008).

Segundo o Mapa de Biomas do Brasil (IBGE, 2019), o bioma Amazônia ocupa cerca de 9% do território do estado do Tocantins, o restante do território (91%) é

ocupado pelo bioma Cerrado, cujas formações vão de vegetais de estrutura campestre, savânica ou florestal.

Atualmente, o Tocantins se destaca como o maior produtor de grãos da região Norte do Brasil, sobretudo soja, arroz, milho, mandioca e feijão. Também está em crescimento no estado o cultivo de frutas tropicais, em especial a melancia, o abacaxi, a banana e o caju (IBGE, 2018).

O estado do Tocantins possui 50,25% do seu território (13.825.070 ha) com potencial agrícola, onde três áreas se destacam quanto a este tipo de uso: a) Primeira área, caracterizada pelos projetos de agricultura irrigada de arroz, soja, melancia e melão nos municípios de Lagoa da Confusão e Formoso do Araguaia (projetos de irrigação Javaés e Rio Formoso); b) Segunda área, com predomínio do cultivo da soja, localiza-se nos platôs ou chapadões que limitam o Tocantins com os estados da Bahia e Maranhão (projeto Campos Lindos e áreas nos municípios de Mateiros, Dianópolis, Novo Jardim e Taguatinga) e; c) Terceira região, localizada no centro do estado, englobando Pedro Afonso e Guaraí, que formam um importante núcleo agrícola proveniente dos investimentos do projeto PRODECER III (TOCANTINS, 2012).

O estado do Tocantins possui 41.799 km² protegidos como unidades de conservação, equivalente a 15% de sua área total. Com base nas informações do Sistema de Gestão das Unidades de Conservação no Tocantins (TOCANTINS, 2012), o Tocantins conta com: a) 12 unidades públicas de uso sustentável, sendo uma reserva extrativista federal e 13 Áreas de Proteção Ambiental (APAs), sendo nove estaduais, duas federais e duas municipais; b) cinco Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs); c) sete unidades de proteção integral (uma estação ecológica e dois parques federais, três parques e um monumento natural de competência estadual).

3.2 DADOS ORBITAIS DE REFERÊNCIA

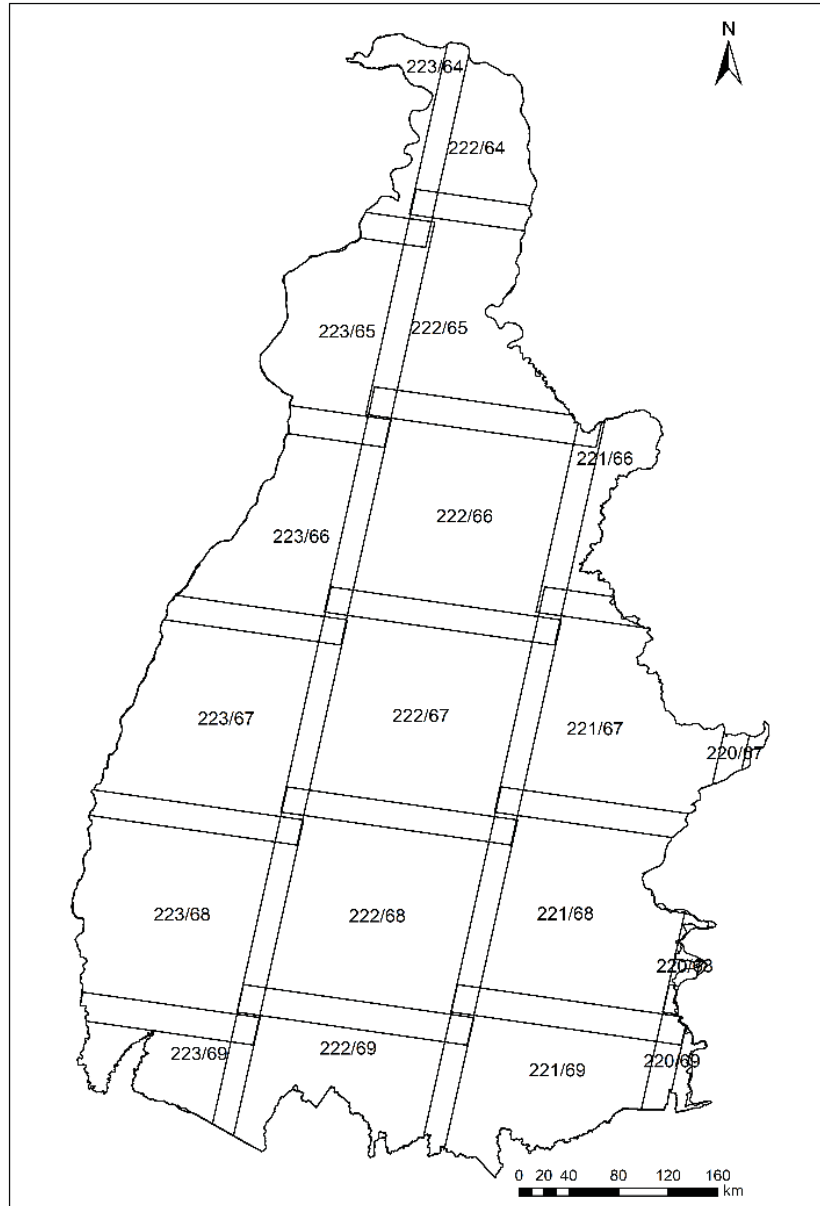
A extração das cicatrizes de incêndio no conjunto de dados de referência foi baseada em um processo de análise visual das imagens do satélite Landsat 8 (L8) da área de estudo para o período de 2014 a 2017, a extração de áreas queimadas da interpretação visual permite obter resultados confiáveis, bem como é amplamente usada para gerar dados de validação para avaliar a precisão dos algoritmos de área queimada (BOSCHETTI; ROY; JUSTICE, 2009; MELCHIORI et al., 2014; ALVES et

al., 2018). Os métodos automáticos e semiautomáticos propostos requerem complementação por meio da interpretação visual para superar potenciais erros de omissão e comissão.

Desde 2013, o L8 tem obtido imagens da superfície terrestre por meio do sensor *Operational Land Imager* (OLI) e *Thermal Infrared Sensor* (TIRS). O OLI gera imagens para nove bandas espectrais de ondas curtas, sendo as bandas 1 a 4 nas faixas do visível, as 5, 6 e 7 nas faixas do infravermelho próximo e médio e a banda 9 voltada para detecção de nuvens *Cirrus*, todas com 30 m de resolução espacial e a 8 como banda pancromática e 15 m de resolução espacial. O sensor TIRS obtém dados para duas bandas térmicas de ondas longas com uma resolução de 100 m (USGS, 2018). As imagens TM (L5) e OLI (L8) possuem resolução temporal de 16 dias e são disponibilizadas gratuitamente, com georreferenciamento, no site do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS).

Foram utilizados para elaborar os perímetros de referência independentes das áreas queimadas 19 caminhos/linhas (cenas) do sensor OLI cobrindo a área do estado do Tocantins (FIGURA 3).

FIGURA 3 – DETALHAMENTO DOS 19 CAMINHOS/LINHAS (CENAS) DO SENSOR OLI DO L8 QUE COBRE A ÁREA DO TOCANTINS



FONTE: O autor (2020).

Para o período do estudo foram digitalizadas 213 imagens, sendo: 40 em 2014; 40 em 2015; 60 em 2016; 102 em 2017. De 2014 a 2016 foram, em média, duas imagens por cena/ano do período mais crítico do ano (dos meses de julho a outubro), entretanto para o ano de 2017 foram duas imagens por cena/mês de maio a outubro. Conforme elencadas na TABELA 1, para obtenção dos dados de referência, as imagens L8 se concentraram no período de estiagem, porém com quantidades diferentes em cada ano do período de estudo. Foram utilizadas, respectivamente para os meses de agosto, setembro e outubro: a) 2014 - 18, 10 e 06 imagens; b) 2015 - 01, 12 e 15 imagens; c) 2016 - 19, 15 e 11 imagens e; d) 2017 - 15, 27 e 17 imagens.

TABELA 3 - RELAÇÃO DAS CENAS DO LANDSAT 8 E AS DATAS DAS IMAGENS

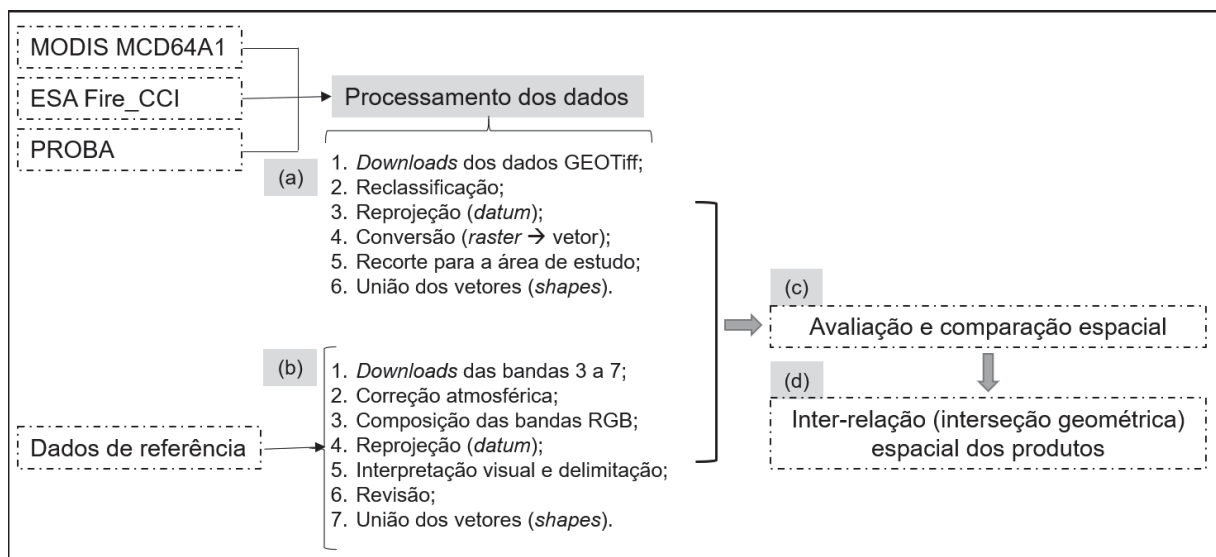
2014		2015		2016		2017		
220_67	222_66	220_67	222_67	220_67	222_67	220_67	222_65	08/set
26/ago	08/ago	16/out	14/out	15/ago	28/jul	19/set	28/mai	24/set
27/set	24/ago	03/dez	01/dez	16/set	29/ago	21/out	13/jun	223_65
220_68	222_67	220_68	222_68	18/out	14/set	220_68	29/jun	03/mai
08/out	08/ago	16/out	14/out	220_68	16/out	19/set	15/jul	20/jun
09/nov	24/ago	03/dez	01/dez	15/ago	222_68	21/out	31/jul	07/ago
220_69	11/out	220_69	222_69	16/set	28/jul	220_69	16/ago	23/ago
10/ago	222_68	30/set	14/out	220_69	29/ago	19/set	01/set	08/set
07/set	24/ago	03/dez	01/dez	15/ago	14/set	21/out	17/set	24/set
221_66	11/out	221_66	223_64	221_66	16/out	221_66	19/out	223_66
10/ago	222_69	04/ago	21/out	06/ago	222_69	24/jul	222_66	16/mar
02/set	09/set	05/set	08/dez	07/set	28/jul	25/ago	13/jun	17/abr
221_67	11/out	221_67	223_65	221_67	29/ago	26/set	29/jun	03/mai
10/ago	223_64	05/set	03/set	06/ago	14/set	12/out	15/jul	19/mai
02/set	12/jun	10/dez	21/out	07/set	16/out	221_67	31/jul	20/jun
221_68	30/jul	221_68	223_66	26/nov	223_64	24/jul	16/ago	06/jul
17/ago	223_65	05/set	03/set	221_68	19/jul	25/ago	01/set	22/jul
02/out	12/jun	10/dez	21/out	06/ago	20/ago	26/set	17/set	23/ago
20/out	15/ago	221_69	223_67	07/set	223_65	28/out	19/out	08/set
221_69	223_66	21/set	19/jul	25/out	19/jul	13/nov	222_67	24/set
18/ago	15/ago	07/out	03/set	26/nov	20/ago	221_68	26/abr	10/out
18/set	16/set	222_64	21/out	221_69	21/set	25/ago	28/mai	223_67
222_64	223_67	14/out	223_68	06/ago	223_66	10/set	13/jun	03/mai
07/jul	15/ago	01/dez	19/jul	07/set	19/jul	26/set	29/jun	19/mai
08/ago	16/set	222_65	03/set	26/nov	20/ago	28/out	15/jul	20/jun
222_65	223_68	12/set	21/out	222_64	05/set	221_69	31/jul	06/jul
08/ago	22/jul	14/out	223_69	28/jul	23/out	09/ago	16/ago	22/jul
09/set	18/ago	222_66	03/set	29/ago	223_67	10/set	01/set	23/ago
	223_69	12/set	21/out	16/out	19/jul	12/out	17/set	24/set
	15/ago	14/out		222_65	20/ago	222_64	19/out	10/out
	16/set			28/jul	21/set	28/mai	222_68	27/nov
				29/ago	223_68	13/jun	16/ago	223_68
				16/out	19/jul	29/jun	17/set	07/ago
				222_66	20/ago	15/jul	19/out	08/set
				28/jul	05/set	31/jul	222_69	24/set
				29/ago	23/out	17/set	29/jun	26/out
				14/set	223_69	19/out	16/ago	223_69
				16/out	19/jul		17/set	20/jun
					20/ago		19/out	06/jul
					21/set	223_64	07/ago	
					23/out		06/jul	24/set
							22/jul	26/out

FONTE: O autor (2020).

3.3 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Os procedimentos metodológicos (FIGURA 4) foram divididos em três etapas principais: (a) pré-processamento de imagens; (b) individualização de áreas queimadas; (c) avaliação e comparação espacial; e (d) inter-relação espacial dos produtos de áreas queimadas entre si e com os dados de uso e cobertura do solo.

FIGURA 4 – PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS



FONTE: O autor (2020).

3.3.1 Pré-processamento dos dados globais

Como os dados foram adquiridos em formato GeoTIFF, após os *downloads*, realizou-se a reclassificação das imagens a fim de que ficassem sob o mesmo padrão de dados anuais. Isso se deve às diferentes formas de gravação dos dados nos respectivos *pixels* de cada produto. Os dados do PROBA são um composto de dez dias, cujos valores dos *pixels* são gravados com valores: 0, quando nenhuma cicatriz de queimada foi detectada nos dez dias, ou não houve queimada ou os *pixels* foram contaminados todos os dias e; 1, demonstrando que pelo menos uma cicatriz de queimada foi detectada no período de dez dias; 254 indica massas d'água e; 255 quando nenhum dado estava presente (bloco ausente) durante todo os dez dias.

Por sua vez, os dados Fire_CCI e MCD64A1 são fornecidos em compostos mensais, cujos *pixel/pixels* são gravados com valores que representam: 0, *pixels* que representam áreas não queimadas; -1, são dados ausentes; -2, indica massas d'água

e; 1 a 365-366 são os *pixels* das áreas queimadas correspondendo à data juliana do dia de início do mês civil abrangido pelo produto. Sendo assim, as imagens foram reclassificadas para que todos os produtos apresentassem apenas uma informação: 1, representando os *pixels* de áreas queimadas e; *Nodata*, representando os demais *pixels*.

O produto MCD64A1 apresenta resolução nominal de 500 m e está disponível globalmente de forma mensal desde agosto de 2000. As cenas MODIS h13v09 e h13v10 em GeoTiff, que cobrem a área de estudo, foram obtidas por meio de *download* da Universidade de Maryland via site ftp (ftp://user@ba1.geog.umd.edu).

O Sistema de Referência de Coordenadas (SRC), usado para os produtos globais de áreas queimadas, é o sistema de coordenadas geográficas (SCG) baseado no elipsóide de referência do Sistema Geodésico Mundial 84 (WGS84) e usando uma projeção Plate Carré e com coordenadas geográficas de tamanho de *pixel* igual. Em razão disso, tendo em conta que a área de estudo está localizada no hemisfério sul, após a reclassificação, todos os dados foram reprojatados para um SRC métrico e convertidos para o formato de arquivo vetorial (*shapefile*).

Cada produto é disponibilizado em uma grade diferente e supera em muito a área de estudo que, além de deixar cada arquivo mais pesado (em *bytes*), também dificulta sua manipulação por meio dos SIGs. Para tanto, foi realizado o recorte dos dados para representar apenas a área de estudo. Por fim, tanto os dados decendiais do PROBA-V quanto os mensais do Fire-CCI e MCD64A1 foram unidos para formarem a base anual de dados de cada produto.

3.3.2 Pré-processamento das imagens de referência

O pré-processamento das imagens do L8 incluiu correção atmosférica e aprimoramento radiométrico. Durante o período de maior ocorrência do fogo, a atmosfera é normalmente afetada por neblina e fumaça (KAUR; RANI, 2016), portanto é necessário aplicar a correção atmosférica aos conjuntos de dados do sensor OLI.

As imagens foram convertidas para reflectância aparente ou de Topo da Atmosfera (TOA),) utilizando os valores nos seus metadados (MTL), convertendo os valores de níveis digitais para reflectância, 0 e 1, por meio do módulo "*fast line-of-sight atmospheric analysis of spectral hypercubes*" (FELDE et al., 2003), que minimiza os efeitos atmosféricos e resulta em imagens corrigidas em valores de reflectância, por

meio de informações como: visibilidade, coluna d'água, altitude média da área de estudo, modelo de atmosfera e aerossóis, data e hora da passagem e tipo de sensor.

Para o processamento das imagens do sensor OLI, foram utilizadas as bandas 3, região do verde (0,533-0,590 μm), 4, região do vermelho (0,636-0,673 μm) 5, infravermelho próximo (NIR, 0,851-0,879 μm), 6, infravermelho de ondas curtas (SWIR1, 1,566-1,651 μm) e 7, também infravermelho de ondas curtas (SWIR2, 2,107-2,294 μm), utilizando-se as composições coloridas falsa cor para análise da vegetação 6R5G4B e 7R6G3B. As bandas espectrais mais sensíveis à combustão (carvão e cinzas) e mudanças na vegetação verde são encontradas no vermelho, infravermelho próximo e médio (NIR e MIR) (FOCARETA et al., 2015). O SWIR2 (faixa 7) é mais sensível a mudanças na vegetação queimada, sendo melhor em distinguir áreas queimadas recentes a antigas.

A escolha das bandas partiu das características que cada uma possui. A banda 7 cobre diferentes fatias do infravermelho de ondas curtas, ou SWIR. Útil para caracterizar o solo úmido do seco e para geologia. As bandas 3, 4 e 5 são visíveis no verde, vermelho e infravermelho próximo, respectivamente, permitindo o mapeamento de corpos de água, da vegetação verde, densa e uniforme; mapear áreas ocupadas com vegetação que foram queimadas e para observar estresse na vegetação, causado por desequilíbrio hídrico (FOCARETA et al., 2015; LIU et al., 2018).

3.3.3 Análise e processamento das imagens de referência

Os mapas de áreas queimadas podem representar cicatrizes, perímetros ou gravidade do fogo. Para este estudo, a área queimada foi definida como incêndio e/ou queimada, que resulta em mudanças significativas na biomassa e na estrutura da vegetação que podem ser detectadas por sensores remotos. Ainda, ante o tempo necessário para processar todas as imagens e cicatrizes, não se mapeou todas as imagens disponíveis por cena/ano.

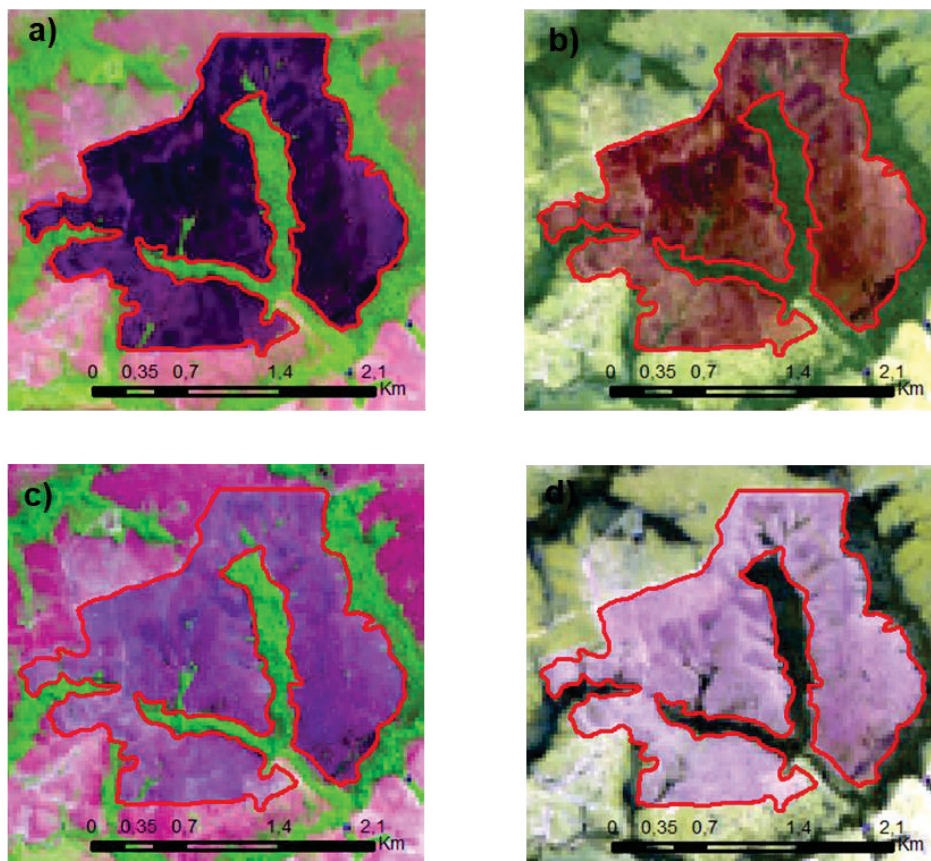
O procedimento de demarcação das áreas queimadas foi baseado no Protocolo Internacional de Validação de Produtos Globais de Área de Queimadas (BOSCHETTI; ROY; JUSTICE, 2009). Todavia, ao contrário desse, que usa uma abordagem de classificação semiautomática, neste trabalho realizou-se a fotointerpretação das áreas queimadas de forma visual, uma vez que é a referência

final para qualquer procedimento de classificação e segmentação (BLASCHKE, 2010; GOODWIN; COLLETT, 2014).

Conforme os trabalhos desenvolvidos por Rivera-Lombardi (2003), França, Ramos Neto e Setzer (2007), a escolha do período do ano para coleta das imagens partiu do princípio de que são os meses de período seco com baixa umidade relativa, pouca ou nenhuma ocorrência de precipitação e altas temperaturas o período mais propício à ocorrência de incêndios florestais no bioma Cerrado.

Adotando-se o método de caracterização das cicatrizes deixadas pelo fogo em imagens Landsat 5 realizadas por Boschetti, Brivio e Gregoire (2003), a identificação pode ser de duas principais formas. A primeira é a identificação da cicatriz logo após a queimada, deixando uma camada de carvão e cinzas com propriedades de absorver a radiação solar numa ampla faixa do espectro ótico e, portanto, de refleti-la muito pouco. O segundo tipo de cicatriz corresponde ao solo exposto já com pouca cinza e carvão e praticamente sem vegetação que sofre variação a depender da velocidade da rebrota da vegetação (FIGURA 5).

FIGURA 5 – IDENTIFICAÇÃO DA CICATRIZ: A) COMPOSIÇÃO 6R5G4B, B) 7R6G3B, C) 6R5G4B 60 DIAS APÓS A PASSAGEM DO FOGO E D) 7R6G3B 60 DIAS APÓS A PASSAGEM



FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: o destaque em vermelho refere-se ao perímetro do polígono da área queimada.

Todas as imagens associadas com a primeira data, para cada ano investigado, foram analisadas e as cicatrizes de incêndio mapeadas em escala não superior a 1:40.000. Para delimitação dos limites das cicatrizes de fogo, áreas queimadas, foram criados arquivos vetoriais (*shapefiles*) para as primeiras datas de cada ano e estas foram sobrepostas nas imagens associadas às segundas datas.

A partir das mudanças espectro-texturais observadas nas cicatrizes de fogo na segunda data, as cicatrizes de incêndios mapeadas na primeira foram alteradas da seguinte forma: a) aumento do tamanho, devido às novas queimas contíguas às áreas anteriormente queimadas; b) eliminação ou continuidade da cicatriz do fogo, quando as suas assinaturas não puderam ser discriminadas pelo interpretador; e c) a inclusão de novas cicatrizes de fogo, não observadas na data anterior. Após a digitalização das imagens com a delimitação das cicatrizes de queimada, as informações foram agrupadas por ano a fim de evitar a sobreposição de vetores e, conseqüentemente, o cálculo duplicado das mesmas áreas.

3.3.4 Inter-relação dos produtos de áreas queimadas

Para atingir os critérios de validação, várias abordagens têm sido empregadas. A mais comum é baseada na tabulação cruzada entre os mapas de referência e os estimados, gerando matrizes de erro (GIGLIO et al., 2009a). Outros preferem o uso da análise da regressão linear, comparando proporções de áreas queimadas oriundo dos diferentes produtos (global e referência) (ROY; BOSCHETTI, 2009).

A terceira mais comum, que foi a utilizada neste trabalho, utiliza a análise de padrões da paisagem. Nesta abordagem, como em Chuvieco et al. (2008), a validação foi baseada na análise visual das imagens do Landsat com a categoria área queimada, demonstrando a concordância entre os dados.

Para Foody (2002), a precisão (neste caso, validação) geralmente se refere ao grau em que a classificação da imagem derivada (mapa de área queimada estimada) concorda com a realidade ou se conforma à “verdade básica” (dados de referência). Padilla et al. (2014) também concordam com essa assertiva, afirmando que a escolha dos métodos e objetivos de validação deve ser orientada pelo uso final do produto (áreas queimadas). Portanto, nenhuma abordagem de validação única, ou

as três supracitadas, é universalmente melhor. A chave é construir a validação para avaliar os recursos do produto que são relevantes para o usuário final, o que valida o método aqui empregado, que objetava de avaliar a acurácia (precisão) por meio da interseção geométrica entre os dados de áreas queimadas de referência com os estimados.

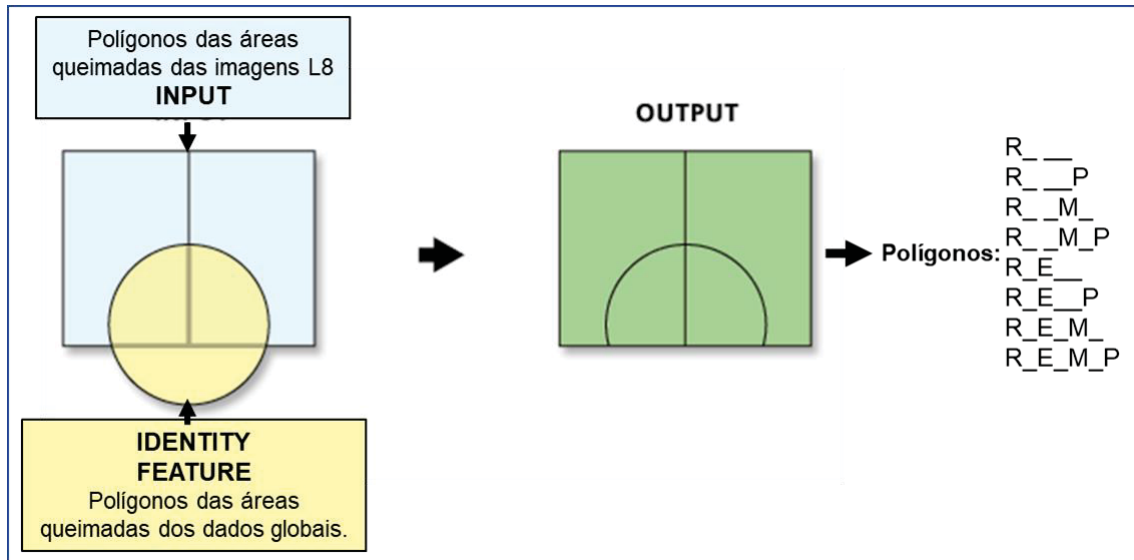
A avaliação da precisão é necessária para quantificar o grau de concordância entre os produtos mapeados e as observações terrestres. Permite uma avaliação rigorosa da qualidade dos mapas temáticos derivados de dados de sensoriamento remoto. Idealmente, a avaliação da precisão de mapas com base em dados detectados remotamente é realizada em relação às medições do solo, tomadas para representar o *status* ou a quantidade real do alvo em análise (PEREIRA et al., 2017).

Há limitações em usar essa abordagem ideal no estudo proposto, devido à extensão muito ampla da área de estudo (todo o estado do Tocantins), à acessibilidade limitada de muitas regiões e à natureza efêmera do sinal espectral, que começa a diminuir alguns dias após a ocorrência do incêndio.

Para tanto, diversamente à metodologia descrita por Pereira et al. (2017) e Alves et al. (2018), a verificação da inter-relação dos mapas da área queimada ESA Fire_CCI (FIR), MODIS MCD64A1 (MCD) e PROBA (PRO) foi avaliada usando os perímetros de fogo de referência extraídos das imagens do sensor OLI do L8 e foram inter-relacionados entre si.

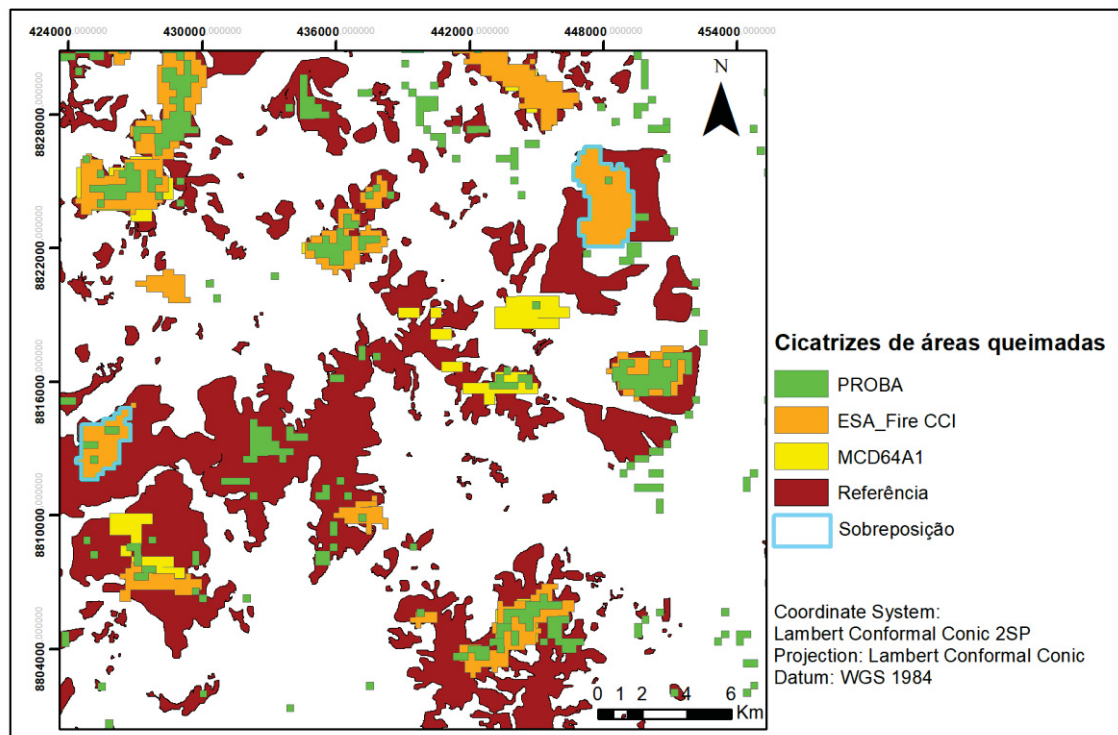
Para a interseção geométrica no *software* de SIG, os dados de referência foram os *inputs*, uma vez que são os dados de controle. Por sua vez, os interceptores (recursos de identidade) foram os polígonos de áreas queimadas provenientes dos produtos ESA Fire_CCI, MODIS MCD64A1 e PROBA. Dessa forma, os recursos de entrada (REF), bem como os da cobertura de identidade (interceptores) que se sobrepõem à cobertura de entrada são preservados na cobertura de saída (FIGURA 6 e 7).

FIGURA 6 – ESQUEMA DO PROCESSO DE INTER-RELAÇÃO DOS DADOS DE ÁREA QUEIMADA



FONTE: O autor (2020).

FIGURA 7 – MAPA DE SOBREPOSIÇÃO DOS DADOS DE ÁREA QUEIMADA.



FONTE: O autor (2020).

Após realizar esse procedimento com todos os dados anualmente, as tabelas de atributos geradas foram exportadas em formato *data base file* (dbf) para serem utilizadas em planilhas eletrônicas.

3.3.5 Intercomparação dos produtos de áreas queimadas por classe de uso e cobertura do solo

Foi realizada a interseção geométrica dos polígonos das cicatrizes de áreas queimadas, obtidos pelas diferentes metodologias com os dados vetoriais de classe de cobertura e uso do solo provenientes da base de dados do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil (MapBiomias) . Desta forma, após *download* dos arquivos em *raster* de uso e cobertura do solo, as imagens foram recortadas, reprojctadas e convertidas para o formato *shapefile*.

Foram consideradas as seguintes classes de uso do solo para o melhor entendimento a respeito das classes atingidas pelo fogo: Formação Florestal (3); Formação Savânica (4); Cultivo Florestal (9); Formação Campestre (12); Outra Formação não Florestal (13); Pastagem (15); Culturas Anuais e Perenes (19); Culturas Semiperenes (20); Infraestrutura Urbana (24); Outras Áreas não Vegetadas (25); e Mineração (30), segundo agrupamento adaptado do MapBiomias (2019).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 TOTAL DE ÁREAS QUEIMADAS POR PRODUTO

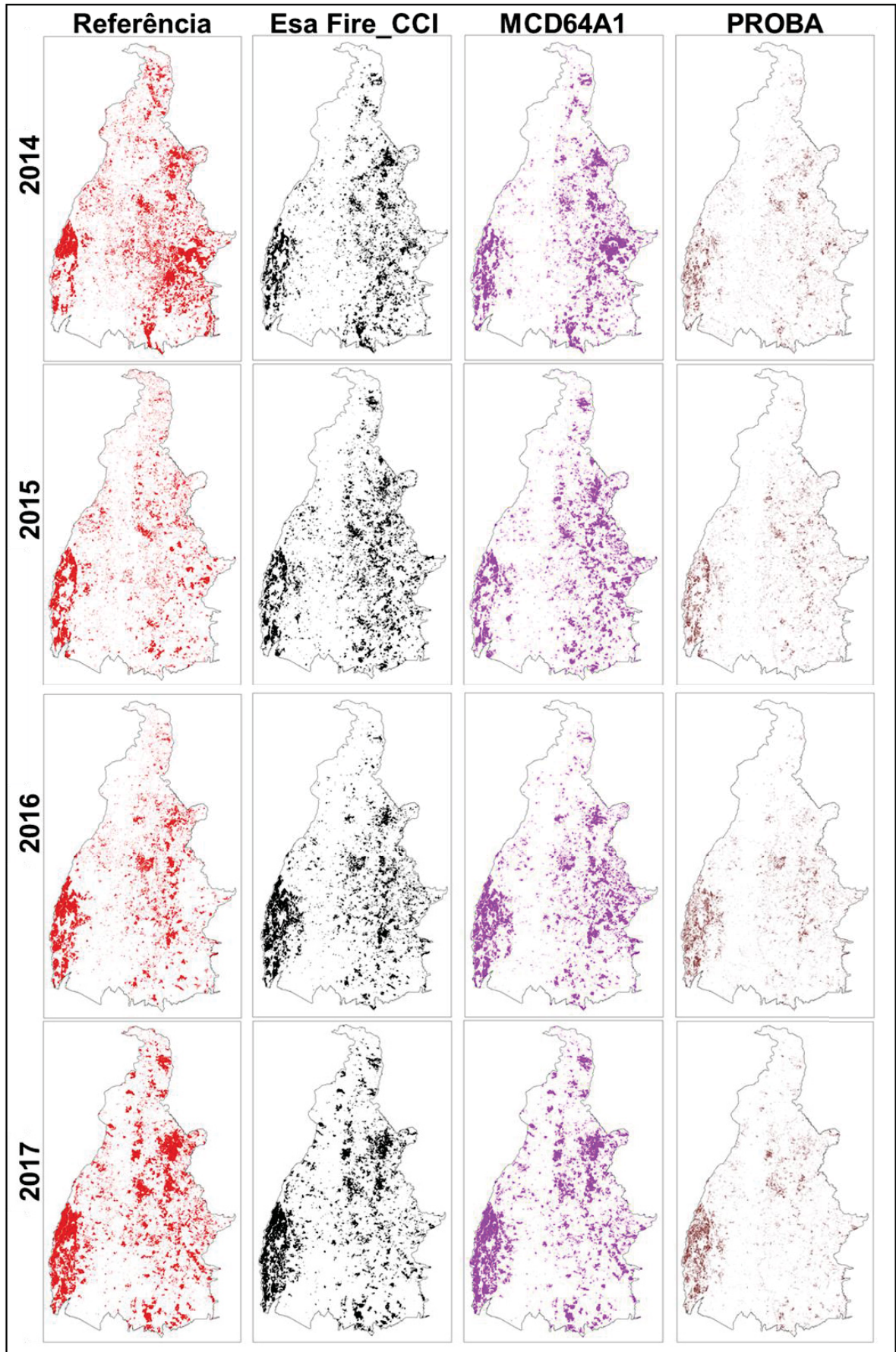
O desempenho dos produtos globais de áreas queimadas foi avaliado por meio da comparação com os perímetros de REF (dados de referência) de áreas queimadas provenientes das imagens OLI/Landsat 8. Quanto maior a semelhança entre os valores obtidos pelo valor do produto e o de referência melhor foi o resultado alcançado. A principal comparação temporal (TABELA 4) e espacial (FIGURA 8) da incidência de incêndios florestais e/ou queimadas registrada em REF e em cada produto de áreas queimadas (ESA Fire_CCI, MODIS MCD64A1 e PROBA) permite uma avaliação inicial das detecções na área de estudo.

TABELA 4 – TOTAL DE ÁREAS QUEIMADAS NO ESTADO DO TOCANTINS OBTIDOS PELOS DIFERENTES MÉTODOS

Anos	Área (em 1000 ha)			
	REFERÊNCIA	ESA Fire_CCI	MODIS MCD64A1	PROBA
2014	4.561,59	3.054,21	3.342,92	1.298,58
2015	2.643,77	3.538,08	3.323,61	1.317,99
2016	2.866,53	3.314,04	3.342,05	1.374,46
2017	4.864,33	3.959,56	4.004,77	1.488,34
Total	14.936,23	13.865,88	14.013,35	5.479,36

FONTE: O autor (2020).

FIGURA 8 – MAPAS ANUAIS DE ÁREAS QUEIMADAS OBTIDOS POR CADA PRODUTO NO PERÍODO DE 2014 A 2017



FONTE: O autor (2020).

Observa-se na TABELA 4 que os dados REF (REFERÊNCIA) demonstram que aproximadamente 15 Mha (milhões de hectares) queimaram nos quatro anos avaliados, com maiores valores nos anos de 2014 e 2017, primeiro e último ano do período de estudo. Depreende-se da TABELA 1 que todos os métodos identificaram maior quantidade de áreas queimadas no ano de 2017: 4.864.331,77; 3.959.555,51; 4.004.766,96 e; 1.488.341,66 de ha, respectivamente do REF; FIR; MCD e; PRO. Considerando o acumulado total de queimadas (14.936,023 ha), aproximadamente 54% da área total do estado do Tocantins (27.772.041 ha) queimaram, sendo o ano de 2017 o de maior representatividade, com 18% do total de áreas queimadas, durante o período de estudo.

Esse resultado segue o padrão encontrado por Sousa e Giongo (2016), que realizaram a delimitação de áreas queimadas em todo o estado do Tocantins no período de 2003 a 2011 e adotaram a mesma metodologia que foi realizada neste trabalho quanto à obtenção dos dados de Referência (REF). Por meio da interpretação visual de imagens Landsat 5, observando que em 9 anos a área total queimada o total foi de 28.737.950 ha e, dentre todos os anos analisados, 2010 se destacou com 7.225.070 ha queimados, ou seja, 25,14%, seguido pelo ano de 2007 com 5,2 milhões de hectares, ou 18,02% do total de área queimada.

A área queimada proveniente do PROBA (PRO) foi a que apresentou o menor valor em comparação com os valores de referência, tendo quantificado aproximadamente 37% do total obtido por REF, enquanto que este foi o que mais quantificou áreas queimadas no período (TABELA 4). No comparativo geral, aproximadamente 94% do total de REF foram quantificados por MCD (MODIS MCD64A1), ao passo que a correspondência de FIR (ESA Fire_CCI) foi de aproximadamente 93%. A diferença entre as áreas de MCD com FIR foi de 147.467,06 ha, menos que 1% de REF.

Comparando-se os dados de REF com os de MCD, apesar dos valores menores destes nos anos de 2014 e 2017 e maiores nos anos de 2015 e 2016, houve correspondência no valor decrescente da quantidade de áreas queimadas detectadas, nessa ordem: 2017→2014→2016→2015. De 2014 a 2015, o PRO apresentou totais anuais crescentes.

Um aspecto a ser considerado é que as áreas queimadas no ano anterior controlam parte da possibilidade de ocorrência de incêndios florestais e/ou queimadas no ano seguinte, ante a disponibilidade de cargas de combustível, limitada pela

propagação prejudicial da queima do ano anterior (ALVES; PÉREZ-CABELLO, 2017). Diante disso, eis a razão pela qual a quantidade de áreas queimadas obtidas de REF diferenciou de 2014 para 2015 e de 2016 para 2017.

Tendo utilizado o mesmo algoritmo desenvolvido para o projeto *Fire Disturbance* (Fire_CCI), do programa *Climate Change Initiative* (CCI) da Agência Espacial Europeia, Lizundia-Loiola, Pettinari e Chuvieco (2019) determinaram que no Brasil a média da série temporal 2001-2018 foi de 17.727.500 ha de áreas queimadas. Os dados do ESA Fire_CCI (FIR) deste trabalho (TABELA 4) demonstraram que só no Tocantins a média de 2014 a 2017 foi de 3.466.471,88 ha de áreas queimadas, ou seja 19,55% da média de áreas queimadas no Brasil no período de 2001 a 2018 se deram no Tocantins num período muito menor (4 anos em relação aos 18 anos daquela série temporal).

Da espacialização das áreas queimadas contidas na FIGURA 8, observa-se certa coincidência dos dados obtidos por FIR e MCD com ressalvas para o ano de 2015, quando FIR estimou mais áreas queimadas do que MCD. Contudo, partindo de uma análise visual, os dados FIR e MCD em comparação com REF apresentaram melhor inter-relação espacial.

No trabalho desenvolvido por Sousa e Giongo (2016), também no estado do Tocantins, foram digitalizadas visualmente 286 imagens do LandSat (em média duas imagens por cena/ano). Neste trabalho, no período de 2014 a 2017, foram 213 imagens. Notadamente, a quantidade de imagens utilizadas e, principalmente, a época do ano que representam (presença de nuvens) influenciam na obtenção dos dados de áreas queimadas. Essa característica ficou evidenciada nas diferenças dos quantitativos anuais de áreas queimadas.

Os dados REF obtidos por meio das imagens do L8 apresentaram variação nos quantitativos interanuais em comparação com os demais (FIR, MCD e PRO). Estes, por sua vez, apesar dos totais anuais serem diferentes, não apresentaram variações interanuais acentuadas (TABELA 4). Uma das razões para essa constatação reside nas quantidades de imagens digitalizadas por mês e ano.

Em contrapartida à quantidade de imagens utilizadas para obtenção dos dados de áreas queimadas REF, os produtos globais de área queimada FIR e MCD geram uma estimativa global quase que diária. Ambos utilizam compostos de várias cenas mensais devido à alta frequência temporal da ordem de 1-2 dias. Os algoritmos

de mapeamento identificam a data da queima ou o dia mais próximo (intervalo 1-366) (GIGLIO et al., 2018; LIZUNDIA-LOIOLA et al., 2018).

Por sua vez, o produto de 300 m da coleção *Burned Area* (BA), derivada dos dados diários do PROBA-V é calculado diariamente na resolução de 333 m ($1/336^\circ$). A plataforma de satélite (PROBA), que possui uma órbita síncrona polar solar com repetição de 5 dias, cobre a superfície terrestre suficiente para detectar queimadas diárias (compostas por 10 dias) usando o algoritmo de área queimada (PADILLA et al., 2017).

Os produtos derivados do L8 (tidos como referência) não são obtidos com o uso de imagens diárias, a resolução temporal da série de dados Landsat são de 16 dias, porém, as cicatrizes deixadas pelo fogo em áreas de savanas, como ocorre no Cerrado, podem ser identificadas em até 102 dias após a passagem do fogo.

A interpretação visual das imagens L8 deste trabalho, observou-se a possibilidade de se identificar cicatrizes de áreas queimadas em diferentes locais e datas após a passagem do fogo. Estudo realizado na Chapada dos Veadeiros, por meio de imagens Landsat, demonstrou que no Cerrado a variabilidade da permanência dos sinais de queimadas é acentuada, sendo que a permanência média dos sinais espectrais foi de 79, 55, 102 e 47 dias, enquanto os dados correspondentes para a região do Araguaia (no estado do Tocantins) foram de 64, 96, 82 e 57 dias (KRUG, RIVERA-LOMBARDI; SANTOS, 2004). Essa permanência de sinais espectrais pode explicar a capacidade de se obter as áreas queimadas mesmo não digitalizando imagens diárias.

Entretanto, por mais que em vegetação de savana exista a permanência prolongada das cicatrizes, Pereira (2003) indicou que a permanência média das cicatrizes queimadas está sujeita a variações anuais significativas como precipitação e vento, bem como o rápido processo de rebrota da vegetação, o que segundo Pessoa et al. (2015) também pode dificultar a detecção via sensoriamento remoto. Logo, a defasagem temporal entre o tempo decorrido entre o incêndio e o imageamento da área afetada requer ser a menor possível, visando a boa qualidade do produto mapeado. Esse aspecto pode estar realacionado à melhor capacidade do ESA Fire_CCI e do MODIS MCD64A1 em obter informações de áreas queimadas.

4.2 INTER-RELAÇÃO DOS DADOS DE ÁREAS QUEIMADAS

A TABELA 5 e a FIGURA 9 apresentam os resultados das inter-relações espaciais obtidas após geoprocessamento no SIG (FIGURAS 6 e 7). É possível verificar o grau de correspondência espacial entre os dados dos produtos globais de áreas queimadas (FIR, MCD e PRO), com os vetores (polígonos) de REF.

TABELA 5 – INTER-RELAÇÃO (INTERSEÇÃO GEOMÉTRICA) DAS ÁREAS QUEIMADAS ANUAIS PARA O ESTADO DO TOCANTINS EM ÁREA POR HECTARE E PORCENTAGEM DO TOTAL DE REF.

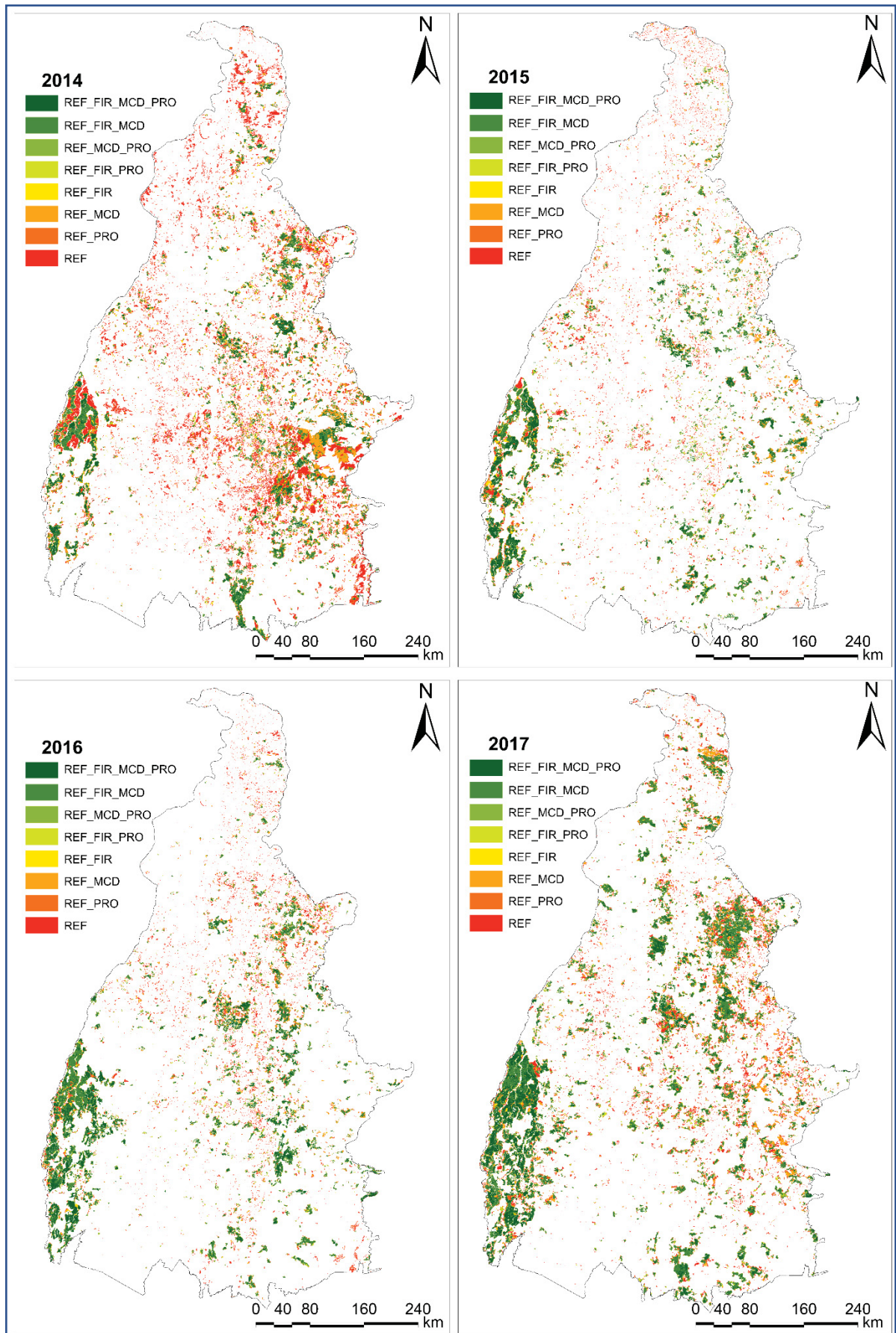
	2014	2015	2016	2017
Produtos	Área (em 1.000 ha) *			
REF	2.048,96	667,41	617,17	1.073,75
REF / PRO	111,90	62,31	55,19	62,40
REF / MCD	419,97	204,26	170,09	430,37
REF / MCD / PRO	50,35	44,01	33,42	49,77
REF / FIR	377,99	283,58	290,08	473,78
REF / FIR / PRO	94,66	95,74	99,37	104,59
REF / FIR / MCD	915,75	717,61	900,27	1.658,90
REF / FIR / MCD / PRO	542,01	568,86	700,95	1.010,76
Total de REF	4.561,59	2.643,77	2.866,53	4.864,33
	% *			
REF	44,92	25,24	21,53	22,07
REF / PRO	2,45	2,36	1,93	1,28
REF / MCD	9,21	7,73	5,93	8,85
REF / MCD / PRO	1,10	1,66	1,17	1,02
REF / FIR	8,29	10,73	10,12	9,74
REF / FIR / PRO	2,08	3,62	3,47	2,15
REF / FIR / MCD	20,08	27,14	31,41	34,10
REF / FIR / MCD / PRO	11,88	21,52	24,45	20,78
	Área (em 1.000 ha) **			
REF / FIR	1.930,42	1.665,78	1.990,67	3.248,03
REF / MCD	1.928,08	1.534,73	1.804,72	3.149,81
REF / PRO	798,92	770,91	888,92	1.227,53
	% **			
REF / FIR	42,32	63,01	69,45	66,77
REF / MCD	42,27	58,05	62,96	64,75
REF / PRO	17,51	29,16	31,01	25,24

FONTE: O autor (2020).

* Áreas queimadas em hectares e em porcentagem (do total de REF) após a interseção geométrica referente às áreas em hectares que se inter-relacionam quando o dado de referência (*input*) é “inter-relacionado” com todos os dados estimados, FIR+MCD+PRO no mesmo processamento (REF-FIR+MCD+PRO).

** Áreas queimadas em hectares e em porcentagem (do total de REF) após a interseção geométrica obtida quando se utiliza o dado de referência (*input*) com apenas um dos dados estimados, da seguinte forma: REF-FIR; REF-MCD e; REF-PRO.

FIGURA 9 – MAPAS FINAIS APÓS O PROCESSO DE INTERSEÇÃO GEOMÉTRICA (INTER-RELAÇÃO) DAS ÁREAS QUEIMADAS (REF-FIR+MCD+PRO)



FONTE: O autor (2020).

A interseção geométrica preserva apenas os recursos que caem na extensão da área da camada de entrada. A FIGURA 9 apresenta as áreas queimadas de FIR, MCD e PRO ou partes delas, que se sobrepõem aos REF, tanto globalmente (REF-FIR+MCD+PRO), como individualmente (REF-FIR / REF-MCD / REF-PRO). Tomando como base a interseção geométrica global (REF-FIR+MCD+PRO), observou-se baixa inter-relação espacial global. Para Padilla et al. (2017), a definição da estabilidade temporal de dados de áreas queimadas é tida pelos usuários como aspecto crítico da avaliação da precisão. Como explanado no tópico anterior, houve divergência nas quantidades de imagens utilizadas para obtenção dos dados REF e os globais FIR, MCD e PRO e esta divergência na estabilidade temporal pode ter influenciado na baixa inter-relação global.

Com base na TABELA 5, verificou-se que somente no ano de 2016 houve inter-relação que se aproximou de 25%, ou seja, dos 2,86 Mha de áreas queimadas detectadas pela REF, aproximadamente 701 mil ha foram conhecidas entre os métodos. Visualmente, os mapas da FIGURA 9 condizem com os dados apresentados na TABELA 5, particularmente para o ano de 2016 que obteve as maiores semelhanças, onde os polígonos de áreas queimadas em vermelho (REF) ficaram quase que totalmente sobrepostos pelos polígonos dos dados estimados (FIR, MCD e PRO).

Inversamente para os anos de 2014 e 2017, que obtiveram maiores quantidades de áreas queimadas, a inter-relação dos dados REF-FIR+MCD+PRO de todo o período foi inferior, sendo que 11,88 e 20,78%, respectivamente, foram iguais em todos os métodos (TABELA 5). Nota-se, ainda, maior presença das áreas em vermelho dos anos de 2014, 2015 e 2017 nos respectivos mapas da FIGURA 9.

Do resultado do processo de interseção geométrica global (REF-FIR+MCD+PRO), com exceção do ano de 2016, a REF demonstrou a capacidade de identificar maior quantidade de áreas queimadas, principalmente para o ano de 2014, quando foi constatada as menores semelhanças, em ~45% das áreas (X * da TABELA 5) não houve sobreposição ou interseção dos dados globais de áreas queimadas (FIR / MCD / PRO). Porém, em 2017, 34,10% do total de áreas queimadas detectadas pela REF também foram identificadas por FIR e MCD.

Utilizando imagens do Landsat 8 e do CBERS (Satélite China-Brasil para Recursos Terrestres), Chuvieco et al. (2008) obtiveram 30 a 60% de correlação global

e essa variação esteve relacionada ao tipo de ecossistema de cada área e as espécies de vegetação presentes.

Do total de REF (TABELA 5), FIR e MCD apresentaram média de precisão, de 60 e 57% respectivamente, demonstrando serem esses dois os que produziram melhores resultados na inter-relação espacial geral. O melhor desempenho dos produtos FIR e MCD (REF-FIR ou REF-MCD) é notável nos subtotais anuais. Embora essas duas séries de áreas queimadas representem bem as variações interanuais da REF, é aparente que as proporções gerais são estimadas mais adequadamente pelo produto FIR. Para o ano de 2014, pode-se afirmar que não houve diferenças entre FIR e MCD, que representaram 42% das áreas queimadas da REF. Enquanto para os demais anos, FIR se mostrou -melhor em estimar as áreas queimadas no estado do Tocantins (% ** da TABELA 5).

A TABELA 6 apresenta o resultado da inter-relação inversa à apresentada pela TABELA 5. Seu propósito é demonstrar o quanto os dados da REF corresponderam com os produtos globais de áreas queimadas FIR, MCD e PRO de forma individual (FIR-REF / MCD-REF / PRO-REF). Neste caso, como demonstrado na FIGURA 6, os *input* foram FIR, MCD e PRO e o *identity feature* a REF.

TABELA 6 – INTER-RELAÇÃO (INTERSEÇÃO GEOMÉTRICA) DE ÁREAS QUEIMADAS GLOBAIS ANUAIS PARA O ESTADO DO TOCANTINS EM 1.000 HA E PORCENTAGEM DO TOTAL DE CADA PRODUTO

Identity	2014	%	2015	%	2016	%	2017	%
FIR-REF								
FIR_	1.123,79	36,79	1.872,29	52,92	1.323,37	39,93	711,53	17,97
FIR_REF	1.930,42	63,21	1.665,78	47,08	1.990,67	60,07	3.248,03	82,03
Total FIR	3.054,21	100	3.538,08	100	3.314,04	100	3.959,56	100
MCD-REF								
MCD_	1.414,84	42,32	1.788,88	53,82	1.537,33	46,00	854,96	21,35
MCD_REF	1.928,08	57,68	1.534,73	46,18	1.804,72	54,00	3.149,81	78,65
Total MCD	3.342,92	100	3.323,61	100	3.342,05	100	4.004,77	100
PRO-REF								
PRO_	499,66	38,48	547,08	41,51	485,54	35,33	260,81	17,52
PRO_REF	798,92	61,52	770,91	58,49	888,92	64,67	1.227,53	82,48
Total PRO	1.298,58	100	1.317,99	100	1.374,46	100	1.488,34	100

FONTE: O autor (2020).

Da análise da TABELA 6 depreende-se que REF foi capaz de identificar a maior parte das áreas queimadas obtidas pelos demais métodos. Com exceção do ano de 2015 para FIR e MCD, onde REF não obteve 50% de correlação espacial, nos demais anos da série histórica REF superou, com destaque para o ano de 2017, onde na inter-relação FIR-REF houve correspondência de ~82% do total de áreas queimadas identificadas pelo produto FIR.

Ressalta-se, ainda, que o produto de áreas queimadas MCD, também para o ano de 2017, identificou 45.211,48 ha a mais que FIR e ~2,5 Mha a mais que o produto PRO. Todavia, nesse mesmo ano, na inter-relação com MCD, REF correspondeu com 78,65% do total, ao passo que em relação a PRO, o método REF foi capaz de corresponder com 82,48% do total de áreas queimadas identificadas. Aliás, apenas em 2014 a inter-relação de REF com FIR foi maior em relação ao PRO (TABELA 6).

Realizando um paralelo dos dados Área ** da TABELA 5 com os dados da TABELA 6, pode-se dizer que o mapeamento das áreas queimadas do período de estudo corrobora o melhor desempenho global do produto FIR, que está associado à detecção de áreas queimadas omitidas pelo produto MCD e consideravelmente subestimados pelo produto PRO.

Quatro resultados representativos podem ser destacados com base nas TABELAS 5 e 6: (i) a inter-relação REF-+_MCD+PRO (sem a interseção geométrica dos dados FIR, % * da TABELA 5), que obteve em 2015 1,66% das áreas queimadas igualmente identificadas, com um total de ~1,9 Mha de RF completamente omitidos pelo PRO, sendo que nos demais anos esses valores foram ainda menores; (ii) a inter-relação REF-FIR+_+PRO (sem a interseção geométrica dos dados MCD, % * da TABELA 5) que, assim como o relatado em "i" também para o ano de 2015, 3,62% das áreas queimadas foram igualmente identificadas pelos produtos FIR e PRO. Ou seja, em todas as inter-relações envolvendo os produtos de PRO há uma subestimação das áreas queimadas identificadas por REF, bem como pelos outros 2 produtos; (iii) na inter-relação vice-versa de REF com FIR e MCD houve correlação espacial superior a 50%, com exceções para os anos de 2014 e 2015, respectivamente quanto às posições das inter-relações (TABELA 5 e TABELA 6), e; (iv) PRO em relação a REF (TABELA 5) apresentou baixíssima correlação, ao passo que o inverso (TABELA 6) houve alta correlação.

Além da característica temporal, o produto FIR (Fire_CCI) possui como característica principal o fato de que seu algoritmo é baseado em uma abordagem

híbrida para o mapeamento de áreas queimadas, *hotspots* e a banda de refletância no infravermelho próximo, ambos provenientes do MODIS. O algoritmo combina a faixa de infravermelho próximo de alta resolução MODIS (250 m) e as informações ativas de incêndio de canais térmicos (LIZUNDIA-LOIOLA et al., 2018).

O fato de fazer uso dos canais vermelho e infravermelho próximo de 250 m do MODIS está associado à capacidade maior do FIR em ter obtido melhor inter-relação com REF. As análises de Lizundia-Loiola et al. (2018), no período 2001–2018, demonstraram que FIR apresentou estimativa média de áreas queimadas 11% (4,63 Mkm²) maior que MCD (4,18 Mkm²). Entretanto, o Fire_CCI (FIR) foi menos sensível (estimativas 11% mais baixas) do que o MCD64A1 (MCD) em incêndios tropicais e temperados na América do Sul, contrariando os resultados deste trabalho.

Por outro lado, o produto de áreas queimadas MCD foi identificado como o produto mais preciso nos resultados de Padilla et al. (2015). No entanto, ao avaliarem a precisão global, que também incluiu áreas no Cerrado, em comparação com os dados de referência também obtidos de imagens L8, obtiveram que os dados MODIS subestimaram as áreas queimadas em aproximadamente 44%.

Inversamente, para a região do Jalapão (estado do Tocantins) Rodrigues et al. (2017), que também utilizaram como referência dados de áreas queimadas provenientes do satélite Landsat, verificaram que o produto MCD64A1 apresentou os menores totais anuais de área queimada em razão dos altos erros de omissão encontrados para este produto, porém, apresentou baixos erros de comissão, isto é, fornece relativamente poucos falsos alarmes de queimada.

Liu et al. (2018) utilizaram classificação automática de séries temporais de imagens Landsat, para mapeamento de áreas queimadas em savanas no sul de Burkina Faso (África) para o período de 2000 a 2016, e dados de referência para avaliação da precisão por interpretação visual das séries temporais do Landsat e calcularam a precisão geral em 79,2% com erros equilibrados de omissão (quando o produto da classificação automática não identifica as áreas queimadas) e comissão (neste caso a classificação automática indentifica áreas queimadas que na realidade não são). Quando compararam com os dados provenientes do MODIS, a precisão foi de 67,6%, sendo que os dados de áreas queimadas MODIS apresentaram mais erros de omissão do que erros de comissão, indicando, também, subestimação da área total queimada.

No trabalho de validação do produto PROBA-V (PRO), Tansey (2016) observou que, na comparação com três outros produtos globais de áreas queimadas na América do Sul (incluindo o MCD64A1), o PROBA apresentou grandes diferenças entre os produtos, identificadas na maioria dos biomas tropicais, especialmente na Floresta Seca Tropical e Floresta Decídua Tropical Úmida (onde o Cerrado foi incluído), sendo que o produto MODIS relatou valores consideravelmente mais altos de áreas queimadas.

Humber et al. (2018) testaram o desempenho de produtos globais de áreas queimadas em todas as regiões do globo terrestre e também encontraram que no período de 2005 a 2011 o produto de área global PROBA, em todos os anos, detectou a menor quantidade total de área queimada, enquanto o produto MODIS MCD64A1 detectou mais. Na média geral, esses autores obtiveram que o MODIS MCD64A1 detectou 90% a mais de áreas queimadas que PROBA e 25% a mais que o ESA Fire_CCI. Todavia, contrariando os resultados aqui apresentados, esses autores descobriram que para a região do Hemisfério Sul da América do Sul o sistema PROBA detectou mais áreas queimadas que o ESA Fire-CCI, porém, bem abaixo do que o MODIS MCD64A1. Essa divergência pode estar relacionada às diferentes abordagens na construção dos algoritmos.

Pereira et al. (2017) realizaram trabalho no Brasil unindo dados de fogo ativo provenientes do VIRSS (*Visible Infrared Imaging Radiometer Imaging Radiometer Suite*) e imagens de 300 m de resolução espacial do PROBA-V (não o produto final de áreas queimadas) para extrair automaticamente amostras multiespectrais para mapeamento de áreas queimadas para todo o bioma Cerrado. Como referência, esses autores também se valeram das imagens do L8. Como resultados, ao compararem a área total queimada obtida dos dados de referência, AQM-PROBA e MCD64A1 para cada cena do Landsat, o AQM-PROBA exibiu resultados mais próximos dos dados de referência do que o MCD64A1, com exceção das cenas do L8 220/68, 221/67, 222/67 e 222/68, que também recobrem parte da área de estudo desse trabalho.

A pesquisa de Pereira et al. (2017), apesar de não utilizar o produto de área queimada PROBA (PRO), tão somente as imagens (mas com a mesma resolução espacial), apresentou resultados semelhantes aos encontrados neste trabalho. O produto desenvolvido por esses autores (AQM-PROBA) subestimou aproximadamente 53%, em relação à referência, as áreas queimadas nas cenas do L8 que recobrem boa parte do estado do Tocantins (221/67, 222/67 e 222/68).

4.3 INTER-RELAÇÃO DAS ÁREAS QUEIMADAS POR TIPO DE USO E COBERTURA DO SOLO

Na TABELA 7 estão apresentadas as classes de uso e cobertura do solo provenientes do MapBiomias (2019), no período de 2014 a 2017, em hectares, e a respectiva porcentagem que cada classe representa da área do estado do Tocantins. Por meio dela, pode-se verificar que no período de estudo não houve grandes mudanças interanuais quanto à conversão do tipo de uso do solo, onde se destaca que a maior classe “Formação Savânica” (4) representa aproximadamente 26% da área do Estado, seguida pela classe “Formação Campestre” (12) e em terceiro lugar as áreas de “Pastagens”, naturais ou plantadas, vinculadas à atividade pecuária (MapBiomias, 2019).

TABELA 7 – USO E COBERTURA DO SOLO DA ÁREA DE ESTUDO NO PERÍODO DE 2014 A 2017 (EM 1.000 HA)

ID	Uso do Solo	2014	%	2015	%	2016	%	2017	%
3	Formação Florestal	5.697,93	20,52	5.685,59	20,47	5.690,75	20,49	5.544,55	19,96
4	Formação Savânica	7.523,54	27,09	7.475,54	26,92	7.377,99	26,57	7.157,28	25,77
9	Cultivo Florestal	1,01	0,00	1,03	0,00	1,08	0,00	1,36	0,00
12	Formação Campestre	6.868,78	24,73	6.796,10	24,47	6.804,72	24,50	6.926,70	24,94
13	Formação não Florestal	268,73	0,97	205,55	0,74	211,55	0,76	377,25	1,36
15	Pastagem	6.205,95	22,35	6.354,11	22,88	6.454,92	23,24	6.517,84	23,47
19	Culturas Anuais e Perenes	631,62	2,27	690,19	2,49	690,79	2,49	683,19	2,46
20	Culturas Semi-Perenes	10,02	0,04	11,04	0,04	13,14	0,05	14,01	0,05
24	Infraestrutura Urbana	33,29	0,12	35,67	0,13	36,65	0,13	37,09	0,13
25	Áreas não-Vegetadas	227,28	0,82	214,56	0,77	204,10	0,73	227,89	0,82
30	Mineração	0,21	0,00	0,20	0,00	0,17	0,00	0,34	0,00
33	Corpo D'água	292,51	1,05	292,33	1,05	273,47	0,98	259,35	0,93

FONTE: Adaptado de MapBiomias (2019).

LEGENDA: ID=Identificação Numérica.

A TABELA 8 apresenta as inter-relações anuais e individuais de cada produto de área queimada (REF, FIR, MCD e PRO) com as classes de uso de cobertura do solo. Nessa tabela são encontradas três informações: a) o total anual de áreas queimadas por classe, em hectares; b) o percentual da área da classe afetada por queimadas e/ou incêndios florestais (%c); e c) o percentual de área queimada da respectiva classe observado do total (de cada método) de áreas queimadas na área de estudo por ano (%T).

TABELA 8 – INTER-RELAÇÃO DOS PRODUTOS DE ÁREAS QUEIMADAS (AQ) POR CLASSE DE USO E COBERTURA DO SOLO (U)

AQ_U	2014	%C	%T	2015	%C	%T	2016	%C	%T	2017	%C	%T
Referência (REF)												
REF_12	2.330.039,7	33,92	51,08	1.491.642,2	21,95	56,42	1.687.576,4	24,80	58,87	2.381.538,4	34,38	48,96
REF_4	1.173.822,6	15,60	25,73	636.843,6	8,52	24,09	687.816,2	9,32	23,99	1.233.016,0	17,23	25,35
REF_3	403.631,6	7,08	8,85	181.347,4	3,19	6,86	276.661,9	4,86	9,65	719.514,9	12,98	14,79
REF_15	455.814,2	7,34	9,99	267.349,4	4,21	10,11	164.371,3	2,55	5,73	350.177,4	5,37	7,20
REF_13	63.813,6	23,75	1,40	25.936,9	12,62	0,98	21.132,5	9,99	0,74	81.588,5	21,63	1,68
REF_19	72.050,3	11,41	1,58	16.627,0	2,41	0,63	12.149,6	1,76	0,42	39.876,2	5,84	0,82
REF_25	47.839,7	21,05	1,05	15.924,3	7,42	0,60	8.152,3	3,99	0,28	38.336,1	16,82	0,79
REF_33	4.907,5	1,68	0,11	2.341,0	0,80	0,09	3.370,9	1,23	0,12	4.177,0	1,61	0,09
REF_24	786,7	2,36	0,02	265,9	0,75	0,01	142,0	0,39	0,00	853,1	2,30	0,02
REF_20	151,2	1,51	0,00	311,5	2,82	0,01	192,3	1,46	0,01	1.265,8	9,03	0,03
REF_30	6,2	2,93	0,00	1,0	0,48	0,00	0,0	0,00	0,00	23,2	6,74	0,00
REF_9	9,4	0,93	0,00	0,2	0,02	0,00	0,3	0,02	0,00	7,5	0,55	0,00
Fire_CCI (FIR)												
FIR_12	1.587.658,6	23,11	51,98	1.717.392,6	25,27	48,54	1.898.118,3	27,89	57,28	1.875.683,3	27,08	47,37
FIR_4	809.761,4	10,76	26,51	1.014.844,1	13,58	28,68	704.994,6	9,56	21,27	996.979,8	13,93	25,18
FIR_3	346.553,7	6,08	11,35	437.226,8	7,69	12,36	428.756,3	7,53	12,94	627.413,4	11,32	15,85
FIR_15	205.660,8	3,31	6,73	257.659,1	4,06	7,28	171.446,7	2,66	5,17	293.234,9	4,50	7,41
FIR_19	52.203,5	8,27	1,71	66.284,1	9,60	1,87	67.114,7	9,72	2,03	75.496,3	11,05	1,91
FIR_13	32.353,7	12,04	1,06	21.212,8	10,32	0,60	22.992,4	10,87	0,69	61.760,7	16,37	1,56
FIR_25	11.900,4	5,24	0,39	14.555,0	6,78	0,41	10.811,3	5,30	0,33	14.186,4	6,23	0,36
FIR_33	3.456,4	1,18	0,11	4.010,9	1,37	0,11	5.171,7	1,89	0,16	6.402,7	2,47	0,16
FIR_20	348,8	3,48	0,01	246,1	2,23	0,01	36,9	0,28	0,00	3.420,5	24,41	0,09
FIR_24	101,3	0,30	0,00	239,0	0,67	0,01	169,8	0,46	0,01	332,2	0,90	0,01
FIR_9	9,2	0,91	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	15,2	1,12	0,00
FIR_30	1,7	0,80	0,00	0,7	0,37	0,00	0,0	0,00	0,00	10,4	3,03	0,00
MCD64A1 (MCD)												
MCD_12	1.905.576,0	27,74	57,00	1.730.066,5	25,46	52,05	1.990.906,8	29,26	59,57	1.967.144,9	28,40	49,12
MCD_4	758.959,4	10,09	22,70	842.262,4	11,27	25,34	631.534,4	8,56	18,90	940.184,4	13,14	23,48
MCD_3	336.803,8	5,91	10,08	365.632,9	6,43	11,00	387.889,0	6,82	11,61	585.837,3	10,57	14,63
MCD_15	189.533,7	3,05	5,67	218.088,1	3,43	6,56	158.550,3	2,46	4,74	285.659,2	4,38	7,13
MCD_19	84.980,8	13,45	2,54	112.786,4	16,34	3,39	117.412,7	17,00	3,51	118.293,1	17,31	2,95
MCD_13	33.453,4	12,45	1,00	19.123,1	9,30	0,58	20.784,3	9,82	0,62	64.722,0	17,16	1,62
MCD_25	16.301,7	7,17	0,49	19.640,4	9,15	0,59	15.123,6	7,41	0,45	20.262,8	8,89	0,51
MCD_33	5.114,7	1,75	0,15	3.718,7	1,27	0,11	7.276,4	2,66	0,22	10.228,7	3,94	0,26
MCD_20	4.073,5	40,63	0,12	3.366,8	30,49	0,10	2.913,7	22,17	0,09	6.121,1	43,69	0,15
MCD_24	40,3	0,12	0,00	99,7	0,28	0,00	36,3	0,10	0,00	72,5	0,20	0,00
MCD_30	1,3	0,59	0,00	0,0	0,02	0,00	0,0	0,00	0,00	10,3	2,98	0,00
MCD_9	0,3	0,03	0,00	0,0	0,00	0,00	1,8	0,16	0,00	6,8	0,50	0,00
PROBA (PRO)												
PRO_12	760.023,8	11,06	58,53	784.238,2	11,54	59,50	887.746,0	13,05	64,59	853.123,8	12,32	57,32
PRO_4	285.100,9	3,79	21,95	281.587,4	3,77	21,36	232.992,5	3,16	16,95	298.416,8	4,17	20,05
PRO_15	101.439,4	1,63	7,81	101.995,2	1,61	7,74	69.400,2	1,08	5,05	96.049,9	1,47	6,45

PRO_3	66.330,5	1,16	5,11	68.541,3	1,21	5,20	92.207,8	1,62	6,71	124.505,5	2,25	8,37
PRO_19	37.554,4	5,95	2,89	37.950,8	5,50	2,88	40.349,8	5,84	2,94	42.220,7	6,18	2,84
PRO_33	27.012,6	9,23	2,08	26.555,6	9,08	2,01	31.051,0	11,35	2,26	34.388,4	13,26	2,31
PRO_13	9.797,0	3,65	0,75	6.551,7	3,19	0,50	11.300,6	5,34	0,82	24.261,8	6,43	1,63
PRO_25	4.651,0	2,05	0,36	4.033,3	1,88	0,31	3.440,5	1,69	0,25	3.858,5	1,69	0,26
PRO_20	251,9	2,51	0,02	300,1	2,72	0,02	193,6	1,47	0,01	1.918,6	13,69	0,13
PRO_24	349,8	1,05	0,03	549,6	1,54	0,04	183,7	0,50	0,01	153,0	0,41	0,01
PRO_30	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	8,1	4,88	0,00	0,1	0,02	0,00
PRO_9	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,1	0,01	0,00

FONTE: O Autor (2020).

LEGENDA: 3=Formação Florestal; 4=Formação Savânica; 9=Floresta Plantada; 12=Formação Campestre; 13=Formação não Florestal; 15=Pastagem; 19=Culturas Anuais Perenes; 20=Culturas Semiperenes; 24=Infraestrutura Urbana; 25=Áreas não Vegetadas; 30=Mineração e; 33=Corpos D'água.

Depreende-se da TABELA 8 que, independentemente do produto de área queimada (REF, FIR, MCD ou PRO), houve correspondência quanto às classes de uso e cobertura do solo que mais queimaram no acumulado do período de estudo. A classe Formação Campestre representou a segunda maior classe que foi afetada por queimadas e/ou incêndios florestais em termos de área, e a primeira em quantidade de áreas queimadas, seguida pelas áreas de Formação Savânica.

Diferentes tipos de fitofisionomias presentes no Cerrado como culturas e pastagens cultivadas (classes antrópicas), florestas ombrófilas densas e mistas, florestas semidecíduas e decíduas, savanas florestais arborizadas e arbustivas (classes de cobertura natural do solo) apresentam seu próprio comportamento de inflamabilidade, afetando diretamente a precisão de detecção de áreas queimadas por diferentes satélites e algoritmos (DE ARAÚJO; FERREIRA, 2015).

Os incêndios florestais e/ou queimadas no Cerrado são comumente associados ao desmatamento, porém, conforme se depreende da TABELA 8, foram nas áreas de vegetação nativa que se obtiveram as quantidades maiores de áreas queimadas. Entretanto, na região do MATOPIBA (área que corresponde a 30% da superfície do Cerrado e que compreende os estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia), a fronteira agrícola mais ativa e que representa 40% do desmatamento do bioma Cerrado (dados MapBioma) concentrou uma média de 57% dos pontos de detecção de incêndio de 2000 e 2018 (SCHMIDT; ELOY, 2020).

Conquanto a identificação de áreas queimadas nas áreas de Pastagens e de Culturas deve-se ter em conta que o fogo no Cerrado está associado ao desmatamento de duas formas: abertura de novas áreas para monoculturas

(fevereiro-maio) e falta de manejo do fogo na vegetação nativa remanescente (pastagens naturais), causando incêndios florestais no final da estação seca (agosto-outubro) nas áreas naturais em nas proximidades das plantações.

Considerando todos os produtos de áreas queimadas, em média, ~6,46 Mha foram queimados da classe 12 (Formação Campestre), no período de 2014 a 2017, o que representa que ~94% da área média dessa classe (TABELA 7) foram queimadas nesses quatro anos. Desse valor, o produto REF identificou a média de 1,97 Mha, enquanto FIR, MCD e PRO identificaram 1,77, 1,90 e 0,8 Mha, respectivamente. Quanto à segunda classe mais queimada (Formação Savânica - 4), a média de todos os produtos para o período de estudo foi de 2,88 Mha, aproximadamente 39% da área média da classe (TABELA 7), sendo que REF, FIR, MCD e PRO identificaram médias de 9,32, 8,81, 7,93 e 2,74 mil ha, respectivamente (TABELA 8).

Os resultados FIR, MCD e PRO demonstram que a quantidade de áreas queimadas da classe Formação Campestre (12) foi maior no ano de 2016 seguido de 2017, ao passo que REF reconheceu mais áreas queimadas para essa classe em 2014. Essa tendência não ocorreu em relação à classe de Formação Savânica (4), para a qual a maior quantidade de áreas queimadas observadas por REF, MCD e PRO ocorreu em 2017 (%_T da TABELA 8).

A classe 3 (Cultivo Florestal), quarta classe em termos de área (TABELA 7), foram queimadas em média aproximadamente 24% de sua área (1,36 Mha), superando a média de áreas queimadas da classe 15 (Pastagens), que é a terceira classe em tamanho de área (TABELA 7), cuja média foi de aproximadamente 13% (8,46 mil ha) queimados. Os valores das médias individuais de cada produto de área queimada revelam que FIR e MCD identificaram mais áreas queimadas na classe Cultivo Florestal (4,60 e 4,19 mil ha respectivamente) do que REF (3,95 mil ha), que, por sua vez, quantificou mais áreas queimadas da classe Pastagens (15), sendo a média de 3,09, 2,32, 2,13 e 0,92 mil hectares respectivamente identificados por REF, FIR, MCD e PRO (TABELA 8).

No trabalho De Araújo e Ferreira (2015), no Cerrado brasileiro, os dados MODIS identificaram que 45 e 23% das amostras, respectivamente. Os autores verificaram que o cerrado arborizado e arbustivo foram as fisionomias naturais mais afetadas por incêndios florestais, seguidos pela floresta de Cerrado e pastagem de Cerrado (8 e 5% das amostras, respectivamente).

Liu et al. (2018) observando a distribuição espacial das áreas queimadas em savanas no sul de Burkina Faso (África), descobriram que o método baseado em imagens L8 classificou erroneamente as terras de cultivo e as sombras das nuvens como áreas queimadas devido à resposta espectral semelhante, e o produto da área queimada MODIS omitiu áreas queimadas pequenas e fragmentadas. O tamanho e o número de incêndios individuais variaram substancialmente entre os anos e em tipos de florestas. Em florestas densas, a quantidade e o tamanho das áreas queimadas tendem a variar mais do que em florestas de transição ou florestas abertas (ALENCAR et al., 2015).

A subestimação na quantidade de áreas queimadas pelos produtos globais, pode ser causada pela resolução espacial grosseira (250-500 m). A saber, Giglio et al. (2009b) consideram improvável que o produto MCD64A1 detecte incêndios menores que 120 ha, ou, 25 ha com base em Rodrigues et al. (2019). Para Pereira et al. (2017), a área mínima de mapeamento do produto PROBA é de 22 ha. Por sua vez, os arquivos de referência usados para este trabalho (L8) foram produzidos a partir de 0,09 ha e, portanto, incluíram uma grande proporção de áreas queimadas em tamanhos de fragmentos muito menores que os demais produtos.

A grande quantidade de áreas queimadas em pequenos tamanhos de fragmentos influencia na subestimação de áreas queimadas. O padrão fragmentado de queima, inerente às savanas tropicais, proporciona a descontinuidade da propagação do fogo, associado à presença de matas de galeria e outros tipos de vegetação em áreas úmidas. Em estudo que recobre todo o bioma Cerrado no Brasil, Rodrigues et al. (2019) constataram que as pequenas cicatrizes (25–100 ha) de áreas queimadas são altamente frequentes (acima de 62%).

Da interseção geométrica dos dados REF e FIR com os de uso e cobertura do solo (TABELA 8) verificou-se que a classe 12 (Formação Campestre), que obteve a média de 28,80% de sua área queimada conforme REF, 25,84% com base em FIR, 27,72% por MCD e aproximadamente 12% pelo PRO; e a classe 13 (Formação não Florestal), com a média de 18,11 e 13,01%, respectivamente por REF e FIR, foram as fisionomias mais queimadas em relação à área que ocupam no estado do Tocantins (%c) no período de 2014 a 2017. O método REF constatou que a classe 12 (Formação Campestre) foi a que mais queimou em 2017, com 34,38% de sua área queimada, e a 13 (Formação não Florestal) em 2014, quando foram queimados 23,75% de sua área. Para FIR, a classe 12 (Formação Campestre) foi mais atingida em 2016, com

27,89%, mas a diferença para 2017 (27,08%) não chega a 1%, enquanto a classe 13 (Formação não Florestal) foi a mais atingida em 2017, com 16,37% da área queimada.

Cicatrizes com grandes extensões e fortes sinais espectrais são mais facilmente identificadas. Todavia, cicatrizes menores e fragmentadas são mais difíceis de detectar, mesmo com uma área maior que a resolução espacial dos produtos FIR, MCD e/ou PRO. Por outro lado, na cena 221_067, localizada no leste do estado do Tocantins (onde se localiza o Parque Estadual do Jalapão e parte da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins), caracterizada por grandes cicatrizes e predominância da Formações Campestres (classe 12), o produto MCD64A1 apresentou pequeno número de erros de omissão (FIGURA 9), fato também comprovado por Rodrigues et al. (2019).

A classe 12 (Formações Campestres) ocorre em solos rasos, com presença de afloramentos rochosos e pastagem natural, desta forma, ante a dificuldade de mecanização, sofrem forte pressão antrópica com as atividades de pecuária extensiva. Esta fisionomia vegetal possui alta capacidade de regeneração após a incidência de fogo (MENDONÇA et al., 2008; PEREIRA, 2009), que favorece a disponibilidade de material combustível nos períodos de estiagem. Essa classe também compreende as áreas de Parque Cerrado e se desenvolve nas planícies inundáveis do Estado, na Terra Indígena Parque do Araguaia, sobreposta ao Parque Nacional do Araguaia, onde por razões culturais o fogo é bastante empregado pelos indígenas.

Apesar do produto de áreas queimadas PRO, como se deu com REF e FIR, também ter reconhecido mais áreas queimadas em relação à sua própria área na classe 12 (Formações Campestres) o mesmo não ocorreu com o produto MCD. As classes que, segundo MCD, mais queimaram no período de estudo foram a 20 (Culturas Semiperenes) em primeiro lugar, a 12 em segundo e a 19 (Culturas Anuais Perenes) em terceiro lugar. Conforme a TABELA 8, o método MCD reconheceu a média de 34,17% de cicatrizes de fogo em áreas de Culturas Semiperenes (20), com destaque nos anos de 2017 e 2014.

Notou-se que, apesar do MCD ter identificado muitas áreas queimadas na classe 20, todos os demais métodos de obtenção de áreas queimadas constataram aumento da ocorrência de queimadas e/ou incêndios florestais nessa classe em 2017. A média da área queimada dessa classe em 2014 (%_C), observado conjuntamente por REF, FIR e PRO, foi de 2,5% e passou para 15,71% em 2017. O método FIR foi o que

mais obteve áreas queimadas dentre os demais, destacando o ano de 2017 24,41% da área da classe 20 foram queimados, ou seja, 3.420,5 hectares queimados dos 14.011 hectares de sua área total (TABELA 7).

Nas áreas de Culturas Anuais Perenes (19) é comum o uso do fogo na queima de restos de plantio logo após a colheita, como é o caso das áreas de plantio de soja, arroz e feijão. Entretanto, quando da digitalização manual e visual das imagens L8 sempre há dúvidas por parte do intérprete em razão de similaridade do padrão espectral que se apresenta. Nestas situações, a fim de não superestimar as áreas queimadas e/ou apresentar dados sem confiabilidade, o intérprete não classifica como área queimada.

Em regiões dos trópicos em desmatamento, o algoritmo do MODIS pode confundir áreas de floresta recentemente desmatadas e não queimadas com áreas queimadas. Essa confusão surge de similaridades nas características espectrais, bem como na textura temporal, e é ainda mais agravada quando, como costuma acontecer, os restos vegetacionais de desmatamento são empilhados e, subsequentemente, queimados após um curto período de secagem (GIGLIO et al., 2009b).

Quanto a terceira e a quarta classe de uso do solo que mais tiveram suas áreas queimadas, os métodos REF, FIR e MCD divergiram em relação ao PRO. Para esses três primeiros, a classe 3 (Formação Florestal) foi a terceira mais queimada, enquanto a 15 (Pastagens) ficou em quarta posição. No método PRO houve uma inversão em relação aos demais, cujos dados identificaram mais áreas queimadas na classe 15 e na sequência na classe 3. FIR foi o método que mais identificou cicatrizes de áreas queimadas da classe 3 em relação ao total de áreas queimadas por ano, com média anual de 459.987,55 ha queimados e 2017 sendo o ano com maior quantidade de áreas reconhecidas, 15,85% dos 3,95 Mha pertencentes a essa classe (%T da TABELA 8).

Em trabalhos de mapeamento de áreas queimadas no Cerrado, realizados por Santos (2004), Daldegan et al. (2014) e Araújo (2015), foi constatado que as classes mais atingidas pelo fogo foram as Formações Savânicas, em função de serem compostas em grande parte por espécies gramíneas e arbustivas, que são os tipos de combustíveis mais consumidos pelo fogo no Cerrado. Este mesmo raciocínio também se aplica para as áreas de pastagens, que são responsáveis por grandes incêndios e, conseqüentemente, pelos maiores registros de recorrências no bioma

Cerrado devido a maior disponibilidade de material combustível fino com elevada inflamabilidade durante a estação seca (ARAÚJO, 2015).

O método REF, defendido como sendo o que melhor identifica áreas queimadas, em comparação com FIR e MCD subestimou as áreas queimadas nas classes 3 (Formação Florestal) e 19 (Culturas Anuais Perenes). Silva, Sá e Pereira (2005) também constataram que as estimativas provenientes do Landsat obtiveram maior subestimação em áreas de Formação Florestal (3) que, possivelmente, está associado ao fato de que nessas áreas os incêndios diferem em frequência e padrão espacial, em comparação com outros tipos de vegetação. Essas áreas úmidas limitam a frente de queima impedindo o fogo de atingir as copas das árvores, desta forma, o dossel dificulta a visualização das cicatrizes.

Os algoritmos de FIR e MCD possuem uma abordagem híbrida, ou seja, empregam dados de fogo ativo cujas informações espaciais e temporais são úteis para o mapeamento de áreas queimadas, o que pode permitir que identifiquem áreas queimadas melhor que o REF em classes de uso e cobertura do solo específicos, como para as classes 3 e 19.

Conforme Giglio et al. (2009a), os mapas ativos do fogo geralmente têm várias características que complicam seu uso em algoritmos híbridos, particularmente aqueles destinados ao uso em múltiplos biomas. Primeiro, o tamanho mínimo detectável de um incêndio ativo é até aproximadamente 1000 vezes menor que o tamanho mínimo detectável de uma área queimada e a seleção de pixels de treinamento queimados com base na ocorrência de um incêndio ativo é, portanto, suscetível à contaminação de pixels contendo pequenas áreas queimadas indetectáveis. Segundo, alarmes falsos de fogo ativo (ou seja, erros de comissão) também contaminarão as amostras de treinamento de áreas queimadas. Terceiro, é necessário um cuidado consideravelmente maior na seleção de pixels de treinamento, pois a ausência de incêndios detectados em um local específico não garante que o local não seja queimado.

Erros de omissão de fogo ativo podem ocorrer porque os incêndios são muito pequenos para serem detectados, ou são obscurecidos por nuvens ou vegetação exagerada, ou não estavam queimando ativamente no momento de passagem do satélite. Isso pode levar à inclusão de pixels queimados em uma amostra de treinamento não queimada selecionada com base em sua (falta de) proximidade a pontos de acesso (GIGLIO et al., 2009b).

As TABELAS 9, 10 e 11 complementam as informações contidas na TABELA 8. Demonstram as inter-relações entre os produtos globais de áreas queimadas em relação ao método adotado como referência (REF) e vice-versa, com os dados das classes de uso e cobertura do solo. O propósito é demonstrar em quais tipos de classe houve correlação entre os métodos de identificação de áreas queimadas.

TABELA 9 – INTER-RELAÇÃO DE REF (REFERÊNCIA) COM FIR (ESA FIRE_CCI) POR CLASSE DE USO E COBERTURA DO SOLO (U)

AQ_U	2014	%C	%T	2015	%C	%T	2016	%C	%T	2017	%C	%T
REF-FIR+U												
REF_12	1.234.104,9	17,97	27,05	458.323,9	6,74	17,34	401.266,6	5,9	14	756.597,2	10,92	15,55
REF_4	663.393,7	8,82	14,54	234.239,6	3,13	8,86	269.977,2	3,66	9,42	396.081,6	5,53	8,14
REF_15	334.547,3	5,39	7,33	156.603,3	2,46	5,92	83.588,3	1,29	2,92	120.384,3	1,85	2,47
REF_3	249.164,0	4,37	5,46	85.455,6	1,5	3,23	94.486,9	1,66	3,3	255.612,6	4,61	5,25
REF_13	39.384,8	14,66	0,86	15.841,2	7,71	0,6	9.417,0	4,45	0,33	30.392,4	8,06	0,62
REF_19	58.476,9	9,26	1,28	10.118,7	1,47	0,38	5.930,5	0,86	0,21	13.835,5	2,03	0,28
REF_25	41.098,2	18,08	0,9	11.996,3	5,59	0,45	5.761,4	2,82	0,2	29.023,2	12,74	0,6
REF_33	3.767,2	1,29	0,08	1.941,5	0,66	0,07	2.355,8	0,86	0,08	2.002,6	0,77	0,04
REF_24	780,3	2,34	0,02	261,0	0,73	0,01	133,2	0,36	0	738,2	1,99	0,02
REF_20	45,1	0,45	0	99,9	0,9	0	191,7	1,46	0,01	120,9	0,86	0
REF_30	5,7	2,67	0	1,0	0,48	0	0,0	0	0	12,8	3,71	0
REF_9	9,4	0,93	0	0,2	0,02	0	0,3	0,02	0	4,0	0,3	0
REF_FIR_12	1.095.934,8	15,96	24,03	1.033.318,2	15,2	39,09	1.286.309,8	18,9	44,87	1.624.941,2	23,46	33,41
REF_FIR_4	510.428,9	6,78	11,19	402.604,0	5,39	15,23	417.839,0	5,66	14,58	836.934,4	11,69	17,21
REF_FIR_3	154.467,6	2,71	3,39	95.891,7	1,69	3,63	182.175,1	3,2	6,36	463.902,3	8,37	9,54
REF_FIR_15	121.266,9	1,95	2,66	110.746,1	1,74	4,19	80.783,0	1,25	2,82	229.793,2	3,53	4,72
REF_FIR_13	24.428,8	9,09	0,54	10.095,7	4,91	0,38	11.715,5	5,54	0,41	51.196,1	13,57	1,05
REF_FIR_19	13.573,5	2,15	0,3	6.508,4	0,94	0,25	6.219,1	0,9	0,22	26.040,7	3,81	0,54
REF_FIR_25	6.741,6	2,97	0,15	3.927,9	1,83	0,15	2.390,9	1,17	0,08	9.312,9	4,09	0,19
REF_FIR_33	1.140,3	0,39	0,02	399,4	0,14	0,02	1.015,1	0,37	0,04	2.174,4	0,84	0,04
REF_FIR_20	106,1	1,06	0	211,6	1,92	0,01	0,6	0	0	1.144,8	8,17	0,02
REF_FIR_24	6,4	0,02	0	4,9	0,01	0	8,8	0,02	0	114,9	0,31	0
REF_FIR_30	0,5	0,26	0	0,0	0	0	0,0	0	0	10,4	3,03	0
REF_FIR_9	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	3,5	0,26	0
Total REF	4.561.594,5	--	100	2.643.765,9	--	100	2.866.534,6	--	100	4.864.331,8	--	100
FIR-REF+U												
FIR_12	491.723,8	7,16	16,10	684.074,3	10,07	19,33	611.808,4	8,99	18,46	250.742,1	3,62	6,33
FIR_4	299.332,6	3,98	9,80	612.240,1	8,19	17,30	287.155,6	3,89	8,66	160.045,4	2,24	4,04
FIR_3	192.086,1	3,37	6,29	341.335,1	6,00	9,65	246.581,3	4,33	7,44	163.511,0	2,95	4,13
FIR_15	84.393,9	1,36	2,76	146.913,0	2,31	4,15	90.663,7	1,40	2,74	63.441,8	0,97	1,60
FIR_19	38.630,0	6,12	1,26	59.775,8	8,66	1,69	60.895,6	8,82	1,84	49.455,6	7,24	1,25
FIR_13	7.924,8	2,95	0,26	11.117,0	5,41	0,31	11.276,9	5,33	0,34	10.564,6	2,80	0,27
FIR_25	5.158,8	2,27	0,17	10.627,1	4,95	0,30	8.420,4	4,13	0,25	4.873,4	2,14	0,12
FIR_33	2.316,1	0,79	0,08	3.611,5	1,24	0,10	4.156,5	1,52	0,13	4.228,4	1,63	0,11

FIR_20	242,8	2,42	0,01	34,6	0,31	0,00	36,3	0,28	0,00	2.275,7	16,24	0,06
FIR_24	94,9	0,29	0,00	234,1	0,66	0,01	161,0	0,44	0,00	217,3	0,59	0,01
FIR_9	9,2	0,91	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	11,7	0,86	0,00
FIR_30	1,2	0,55	0,00	0,7	0,37	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00
FIR_REF_12	1.095.934,8	15,96	35,88	1.033.318,2	15,20	29,21	1.286.309,8	18,90	38,81	1.624.941,2	23,46	41,04
FIR_REF_4	510.428,9	6,78	16,71	402.604,0	5,39	11,38	417.839,0	5,66	12,61	836.934,4	11,69	21,14
FIR_REF_3	154.467,6	2,71	5,06	95.891,7	1,69	2,71	182.175,1	3,20	5,50	463.902,3	8,37	11,72
FIR_REF_15	121.266,9	1,95	3,97	110.746,1	1,74	3,13	80.783,0	1,25	2,44	229.793,2	3,53	5,80
FIR_REF_13	24.428,8	9,09	0,80	10.095,7	4,91	0,29	11.715,5	5,54	0,35	51.196,1	13,57	1,29
FIR_REF_19	13.573,5	2,15	0,44	6.508,4	0,94	0,18	6.219,1	0,90	0,19	26.040,7	3,81	0,66
FIR_REF_25	6.741,6	2,97	0,22	3.927,9	1,83	0,11	2.390,9	1,17	0,07	9.312,9	4,09	0,24
FIR_REF_33	1.140,3	0,39	0,04	399,4	0,14	0,01	1.015,1	0,37	0,03	2.174,4	0,84	0,05
FIR_REF_20	106,1	1,06	0,00	211,6	1,92	0,01	0,6	0,00	0,00	1.144,8	8,17	0,03
FIR_REF_24	6,4	0,02	0,00	4,9	0,01	0,00	8,8	0,02	0,00	114,9	0,31	0,00
FIR_REF_30	0,5	0,26	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	10,4	3,03	0,00
FIR_REF_9	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	3,5	0,26	0,00
Total FIR	3.054.211,1	--	100	3.538.077,3	--	100	3.314.040,4	--	100	3.959.555,5	--	100

FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: 3=Formação Florestal; 4=Formação Savânica; 9=Cultivo Florestal; 12=Formação Campestre; 13=Formação não Florestal; 15=Pastagem; 19=Culturas Anuais Perenes; 20=Culturas Semiperenes; 24=Infraestrutura Urbana; 25=Áreas não Vegetadas; 30=Mineração e; 33=Corpos D'água.

TABELA 10 – INTER-RELAÇÃO DE REF (REFERÊNCIA) COM MCD (MODIS MCD64A1) POR CLASSE DE USO E COBERTURA DO SOLO (U)

AQ_U	2014	%C	%T	2015	%C	%T	2016	%C	%T	2017	%C	%T
REF-MCD+U												
REF_12	1.129.514,2	16,44	24,76	489.740,0	7,21	18,52	491.597,1	7,22	17,15	720.481,5	10,40	14,81
REF_4	735.223,3	9,77	16,12	297.472,6	3,98	11,25	324.984,3	4,40	11,34	463.578,1	6,48	9,53
REF_3	264.806,9	4,65	5,81	101.220,4	1,78	3,83	119.085,4	2,09	4,15	307.550,5	5,55	6,32
REF_15	351.446,8	5,66	7,70	175.150,7	2,76	6,63	96.545,0	1,50	3,37	141.219,5	2,17	2,90
REF_13	39.923,2	14,86	0,88	17.443,6	8,49	0,66	11.428,8	5,40	0,40	31.038,5	8,23	0,64
REF_19	61.312,8	9,71	1,34	11.455,4	1,66	0,43	6.802,9	0,98	0,24	12.484,7	1,83	0,26
REF_25	40.390,0	17,77	0,89	11.151,3	5,20	0,42	5.872,7	2,88	0,20	25.022,8	10,98	0,51
REF_33	3.871,8	1,32	0,08	1.934,7	0,66	0,07	2.314,7	0,85	0,08	1.793,6	0,69	0,04
REF_24	785,8	2,36	0,02	265,8	0,75	0,01	141,4	0,39	0,00	819,9	2,21	0,02
REF_20	52,9	0,53	0,00	67,6	0,61	0,00	41,9	0,32	0,00	104,8	0,75	0,00
REF_30	5,8	2,72	0,00	0,9	0,46	0,00	0,0	0,00	0,00	12,9	3,76	0,00
REF_9	9,4	0,93	0,00	0,2	0,02	0,00	0,3	0,02	0,00	2,8	0,21	0,00
REF_MCD_12	1.200.525,5	17,48	26,32	1.001.902,2	14,74	37,90	1.195.979,3	17,58	41,72	1.661.056,9	23,98	34,15
REF_MCD_4	438.599,3	5,83	9,62	339.371,0	4,54	12,84	362.831,8	4,92	12,66	769.437,9	10,75	15,82
REF_MCD_3	138.824,7	2,44	3,04	80.127,0	1,41	3,03	157.576,5	2,77	5,50	411.964,5	7,43	8,47
REF_MCD_15	104.367,4	1,68	2,29	92.198,7	1,45	3,49	67.826,4	1,05	2,37	208.957,9	3,21	4,30
REF_MCD_13	23.890,4	8,89	0,52	8.493,3	4,13	0,32	9.703,7	4,59	0,34	50.550,0	13,40	1,04
REF_MCD_19	10.737,5	1,70	0,24	5.171,7	0,75	0,20	5.346,7	0,77	0,19	27.391,5	4,01	0,56
REF_MCD_25	7.449,8	3,28	0,16	4.772,9	2,22	0,18	2.279,6	1,12	0,08	13.313,3	5,84	0,27
REF_MCD_33	1.035,7	0,35	0,02	406,3	0,14	0,02	1.056,2	0,39	0,04	2.383,3	0,92	0,05

REF_MCD_20	98,3	0,98	0,00	243,9	2,21	0,01	150,4	1,14	0,01	1.161,0	8,29	0,02
REF_MCD_24	0,9	0,00	0,00	0,1	0,00	0,00	0,6	0,00	0,00	33,1	0,09	0,00
REF_MCD_30	0,4	0,20	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	10,3	2,98	0,00
REF_MCD_9	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	4,7	0,34	0,00
Total REF	4.561.594,5	--	100	2.643.765,9	--	100	2.866.534,6	--	100	4.864.331,8	--	100

MCD-REF+U

MCD_12	705.050,6	10,26	21,09	728.164,3	10,71	21,91	794.927,5	11,68	23,79	306.088,0	4,42	7,64
MCD_4	320.360,1	4,26	9,58	502.891,3	6,73	15,13	268.702,6	3,64	8,04	170.746,5	2,39	4,26
MCD_3	197.979,1	3,47	5,92	285.506,0	5,02	8,59	230.312,5	4,05	6,89	173.872,9	3,14	4,34
MCD_19	74.243,2	11,75	2,22	107.614,7	15,59	3,24	112.066,0	16,22	3,35	90.901,5	13,31	2,27
MCD_15	85.166,3	1,37	2,55	125.889,4	1,98	3,79	90.724,0	1,41	2,71	76.701,3	1,18	1,92
MCD_13	9.563,0	3,56	0,29	10.629,8	5,17	0,32	11.080,6	5,24	0,33	14.171,9	3,76	0,35
MCD_25	8.851,9	3,89	0,26	14.867,5	6,93	0,45	12.844,0	6,29	0,38	6.949,5	3,05	0,17
MCD_33	4.079,0	1,39	0,12	3.312,4	1,13	0,10	6.220,1	2,27	0,19	7.845,3	3,02	0,20
MCD_20	3.975,2	39,65	0,12	3.122,9	28,28	0,09	2.763,4	21,03	0,08	4.960,1	35,40	0,12
MCD_24	39,4	0,12	0,00	99,6	0,28	0,00	35,7	0,10	0,00	39,3	0,11	0,00
MCD_9	0,3	0,03	0,00	0,0	0,00	0,00	1,8	0,16	0,00	2,1	0,16	0,00
MCD_30	0,8	0,39	0,00	0,0	0,01	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00
MCD_REF_12	1.200.525,5	17,48	35,91	1.001.902,2	14,74	30,15	1.195.979,3	17,58	35,79	1.661.056,9	23,98	41,48
MCD_REF_4	438.599,3	5,83	13,12	339.371,0	4,54	10,21	362.831,8	4,92	10,86	769.437,9	10,75	19,21
MCD_REF_3	138.824,7	2,44	4,15	80.127,0	1,41	2,41	157.576,5	2,77	4,71	411.964,5	7,43	10,29
MCD_REF_15	104.367,4	1,68	3,12	92.198,7	1,45	2,77	67.826,4	1,05	2,03	208.957,9	3,21	5,22
MCD_REF_13	23.890,4	8,89	0,71	8.493,3	4,13	0,26	9.703,7	4,59	0,29	50.550,0	13,40	1,26
MCD_REF_19	10.737,5	1,70	0,32	5.171,7	0,75	0,16	5.346,7	0,77	0,16	27.391,5	4,01	0,68
MCD_REF_25	7.449,8	3,28	0,22	4.772,9	2,22	0,14	2.279,6	1,12	0,07	13.313,3	5,84	0,33
MCD_REF_33	1.035,7	0,35	0,03	406,3	0,14	0,01	1.056,2	0,39	0,03	2.383,3	0,92	0,06
MCD_REF_20	98,3	0,98	0,00	243,9	2,21	0,01	150,4	1,14	0,00	1.161,0	8,29	0,03
MCD_REF_24	0,9	0,00	0,00	0,1	0,00	0,00	0,6	0,00	0,00	33,1	0,09	0,00
MCD_REF_30	0,4	0,20	0,00	0,0	0,01	0,00	0,0	0,00	0,00	10,3	2,98	0,00
MCD_REF_9	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	4,7	0,34	0,00
Total MCD	3.342.923,1	--	100	3.323.608,6	--	100	3.342.052,7	--	100	4.004.767,0	--	100

FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: 3=Formação Florestal; 4=Formação Savânica; 9=Cultivo Florestal; 12=Formação Campestre; 13=Formação não Florestal; 15=Pastagem; 19=Culturas Anuais Perenes; 20=Culturas Semiperenes; 24=Infraestrutura Urbana; 25=Áreas não Vegetadas; 30=Mineração e; 33=Corpos D'água.

TABELA 11 – INTER-RELAÇÃO DE REF (REFERÊNCIA) COM PRO (PROBA) POR CLASSE DE USO E COBERTURA DO SOLO (U)

AQ_U	2014	%c	%T	2015	%c	%T	2016	%c	%T	2017	%c	%T
REF-PRO+U												
REF_12	1.819.331,9	26,49	39,88	932.086,9	13,72	35,26	1.045.708,3	15,37	36,48	1.611.271,4	23,26	33,12
REF_4	985.078,7	13,09	21,60	495.180,3	6,62	18,73	527.837,3	7,15	18,41	972.882,7	13,59	20,00
REF_3	364.376,6	6,39	7,99	162.419,1	2,86	6,14	228.815,4	4,02	7,98	623.959,8	11,25	12,83
REF_15	414.959,4	6,69	9,10	226.802,4	3,57	8,58	137.829,1	2,14	4,81	287.778,0	4,42	5,92
REF_13	58.044,5	21,60	1,27	22.331,7	10,86	0,84	15.729,8	7,44	0,55	62.210,6	16,49	1,28
REF_19	65.014,9	10,29	1,43	13.855,5	2,01	0,52	8.511,6	1,23	0,30	25.552,4	3,74	0,53

REF_25	45.693,2	20,10	1,00	15.292,3	7,13	0,58	7.409,1	3,63	0,26	36.759,0	16,13	0,76
REF_33	3.398,3	1,16	0,07	1.404,6	0,48	0,05	2.330,3	0,85	0,08	2.678,8	1,03	0,06
REF_24	766,6	2,30	0,02	263,2	0,74	0,01	141,9	0,39	0,00	845,0	2,28	0,02
REF_20	112,5	1,12	0,00	239,4	2,17	0,01	139,6	1,06	0,00	555,0	3,96	0,01
REF_30	6,2	2,93	0,00	1,0	0,48	0,00	0,0	0,00	0,00	23,2	6,74	0,00
REF_9	9,4	0,93	0,00	0,2	0,02	0,00	0,3	0,02	0,00	7,4	0,55	0,00
REF_PRO_12	510.707,8	7,44	11,20	559.555,3	8,23	21,17	641.868,1	9,43	22,39	770.267,0	11,12	15,84
REF_PRO_4	188.743,9	2,51	4,14	141.663,3	1,90	5,36	159.978,9	2,17	5,58	260.133,3	3,63	5,35
REF_PRO_3	39.255,0	0,69	0,86	18.928,2	0,33	0,72	47.846,5	0,84	1,67	95.555,1	1,72	1,96
REF_PRO_15	40.854,8	0,66	0,90	40.547,0	0,64	1,53	26.542,2	0,41	0,93	62.399,4	0,96	1,28
REF_PRO_13	5.769,1	2,15	0,13	3.605,2	1,75	0,14	5.402,7	2,55	0,19	19.377,9	5,14	0,40
REF_PRO_19	7.035,4	1,11	0,15	2.771,6	0,40	0,10	3.638,0	0,53	0,13	14.323,9	2,10	0,29
REF_PRO_25	2.146,5	0,94	0,05	632,0	0,29	0,02	743,2	0,36	0,03	1.577,1	0,69	0,03
REF_PRO_33	1.509,2	0,52	0,03	936,3	0,32	0,04	1.040,6	0,38	0,04	1.498,2	0,58	0,03
REF_PRO_20	38,7	0,39	0,00	72,1	0,65	0,00	52,8	0,40	0,00	710,8	5,07	0,01
REF_PRO_24	20,1	0,06	0,00	2,6	0,01	0,00	0,2	0,00	0,00	8,0	0,02	0,00
REF_PRO_9	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,1	0,01	0,00
REF_PRO_30	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00
Total REF	4.561.594,5	--	100	2.643.765,9	--	100	2.866.534,6	--	100	4.864.331,8	--	100

PRO-REF+U

PRO_12	249.316,0	3,63	19,20	224.682,9	3,31	17,05	245.877,9	3,61	17,89	82.856,8	1,20	5,57
PRO_4	96.357,0	1,28	7,42	139.924,1	1,87	10,62	73.013,6	0,99	5,31	38.283,5	0,53	2,57
PRO_15	60.584,6	0,98	4,67	61.448,2	0,97	4,66	42.858,0	0,66	3,12	33.650,4	0,52	2,26
PRO_3	27.075,5	0,48	2,09	49.613,1	0,87	3,76	44.361,3	0,78	3,23	28.950,4	0,52	1,95
PRO_19	30.519,0	4,83	2,35	35.179,2	5,10	2,67	36.711,8	5,31	2,67	27.896,8	4,08	1,87
PRO_33	25.503,4	8,72	1,96	25.619,3	8,76	1,94	30.010,4	10,97	2,18	32.890,2	12,68	2,21
PRO_13	4.027,9	1,50	0,31	2.946,5	1,43	0,22	5.897,9	2,79	0,43	4.883,8	1,29	0,33
PRO_25	2.504,5	1,10	0,19	3.401,3	1,59	0,26	2.697,4	1,32	0,20	2.281,4	1,00	0,15
PRO_20	213,2	2,13	0,02	228,0	2,07	0,02	140,9	1,07	0,01	1.207,8	8,62	0,08
PRO_24	329,6	0,99	0,03	547,0	1,53	0,04	183,5	0,50	0,01	145,0	0,39	0,01
PRO_30	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	8,1	4,88	0,00	0,1	0,02	0,00
PRO_9	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00
PRO_REF_12	510.707,8	7,44	39,33	559.555,3	8,23	42,46	641.868,1	9,43	46,70	770.267,0	11,12	51,75
PRO_REF_4	188.743,9	2,51	14,53	141.663,3	1,90	10,75	159.978,9	2,17	11,64	260.133,3	3,63	17,48
PRO_REF_3	39.255,0	0,69	3,02	18.928,2	0,33	1,44	47.846,5	0,84	3,48	95.555,1	1,72	6,42
PRO_REF_15	40.854,8	0,66	3,15	40.547,0	0,64	3,08	26.542,2	0,41	1,93	62.399,4	0,96	4,19
PRO_REF_13	5.769,1	2,15	0,44	3.605,2	1,75	0,27	5.402,7	2,55	0,39	19.377,9	5,14	1,30
PRO_REF_19	7.035,4	1,11	0,54	2.771,6	0,40	0,21	3.638,0	0,53	0,26	14.323,9	2,10	0,96
PRO_REF_25	2.146,5	0,94	0,17	632,0	0,29	0,05	743,2	0,36	0,05	1.577,1	0,69	0,11
PRO_REF_33	1.509,2	0,52	0,12	936,3	0,32	0,07	1.040,6	0,38	0,08	1.498,2	0,58	0,10
PRO_REF_20	38,7	0,39	0,00	72,1	0,65	0,01	52,8	0,40	0,00	710,8	5,07	0,05
PRO_REF_24	20,1	0,06	0,00	2,6	0,01	0,00	0,2	0,00	0,00	8,0	0,02	0,00
PRO_REF_9	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,1	0,01	0,00
PRO_REF_30	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00
Total PRO	1.298.577,6	--	100	1.317.986,4	--	100	1.374.456,7	--	100	1.488.341,7	--	100

FONTE: O autor (2020).

LEGENDA: 3=Formação Florestal; 4=Formação Savânica; 9=Cultivo Florestal; 12=Formação Campestre; 13= Formação não Florestal; 15=Pastagem; 19=Culturas Anuais Perenes; 20=Culturas Semiperenes; 24=Infraestrutura Urbana; 25=Áreas não Vegetadas; 30=Mineração e; 33=Corpos D'água.

Havendo interseção geométrica, ou seja, inter-relação, os valores das áreas em hectares por ano e a porcentagem de área queimada da classe em relação a sua própria área (TABELA 7) apresentam-se iguais, independentemente do método que foi utilizado como feição de entrada no processamento com SIG (*input*, FIGURA 6), por exemplo, REF_FIR_12 e FIR_REF_12 (TABELA 9). Todavia, os valores em porcentagem da área queimada da classe em relação ao total queimado (%_T) são diferentes, porque são obtidos da razão entre a área da classe queimada com o total quantificado pelo respectivo método (TABELAS 5 e 6).

Do procedimento realizado no SIG com REF_FIR/MCD/PRO e FIR/MCD/PRO_REF com as classes de uso e cobertura do solo (TABELAS 9, 10 e 11), verifica-se que as inter-relações entre todos os métodos (REF_MCD_U/MCD_REF_U; REF_FIR_U/FIR_REF_U e; REF_PRO_U/PRO_REF_U) apresentaram as mesmas sequências decrescentes de correspondência quanto às médias de todo período de estudo dos totais percentuais de áreas queimadas por classe (%_T), da seguinte forma: 12, 4, 3, 15, 13, 19, 25, 33, 20, 24, 30 e 9. A única exceção foi PRO com as classes 9 (Floresta Plantada) e 30 (Mineração), onde não houve inter-relação com REF, notadamente em razão de serem as menores classes em termos de área e nenhum dos métodos identificou áreas queimadas nessas classes.

Quando o processamento no SIG se deu com base na área total queimada apresentada por cada método (%_T), é interessante observar que tanto REF como FIR, em termos de áreas comumente identificadas, mantiveram a característica comum da inter-relação, mais na classe 12 (Formação Campestre) seguida da 4 (Formação Savânica). Ambos foram capazes de identificar mais que 35% das áreas queimadas na classe 12 e, aproximadamente, 15% da classe 4 (TABELA 9), com certa capacidade maior de REF identificar as mesmas áreas queimadas de FIR (FIR_REF_12 / FIR_REF_4) do que o inverso, o que também se aplica para as demais classes de uso e cobertura do solo. A ressalva fica por conta da capacidade de REF ter identificado mais áreas queimadas do que o PRO para a classe 12 (PRO_REF_12), cuja média foi de 45,06% (TABELA 11).

Individualmente, excluindo-se as áreas onde não houve interseção geométrica, REF e FIR (com exceção de FIR para o ano de 2017) também demonstraram maior capacidade em identificar cicatrizes de queimadas nas classes 12 (Formação Campestre) e 4 (Formação Savânica) (%T) da TABELA 9. Essas classes representaram as maiores áreas de cobertura do solo na área de estudo, a diferença quanto ao tamanho das áreas com as classes 3 e 15 é pequena (TABELA 7), ao passo que a quantidade de áreas queimadas observada é menor (TABELA 8).

Todos os produtos de áreas queimadas obtiveram as maiores quantidades de áreas queimadas para as quatro maiores classes de uso e cobertura do solo (12, 04, 03 e 15). Mesmo que tenham subestimado as áreas queimadas, FIR e MCD obtiveram as melhores correlações espaciais com REF e vice-versa. A inter-relação apresentada, apesar das diferenças quanto à resolução espacial, pode também estar vinculada às características das bandas espectrais utilizadas por cada algoritmo.

Para o processamento das imagens do sensor OLI do L8 foram utilizadas as bandas 3 (região do verde 0,53-0,59 μm), 4 (região do vermelho 0,64 -0,67 μm) 5 (MIR, infravermelho próximo, 0,85 - 0,88 μm), 6 (SWIR1, infravermelho médio, 1,57-1,65 μm) e 7 (SWIR2, infravermelho médio, 2,11-2,29 μm), utilizando-se as composições coloridas para análise da vegetação 6R5G4B e 7R6G3B.

A principal entrada do produto ESA Fire_CCI (FIR) são as imagens do MOD09GQ, adquiridas pelo satélite Terra, que oferecem informações diárias de refletância superficial nas bandas vermelhas (RED, 0,62-0,67 μm) e infravermelho próximo (NIR, 0,841-0,766 μm) do sensor MODIS, com resolução espacial de 250 m. Complementarmente ao produto de refletância de superfície, o produto diário MOD09GA também é utilizado para extrair informações sobre a qualidade dos dados (sinalizadores de qualidade) (CHUVIECO et al., 2018).

A coleção 6 do algoritmo do produto MODIS MCD64A1 (MCD) de área queimada utiliza como entradas os produtos diários de reflexão de superfície denominados MOD09GHK e MYD09GHK, cujas abordagens se concentram nas bandas de infravermelho médio (2,13 a 4,0 μm), e produtos de fogo ativo diário dos satélites Terra (MOD14A1) e Aqua (MYD14A1), ambos de 1 km de resolução espacial, que usam temperaturas de brilho derivadas dos canais MODIS de 4 e 11 μm e a faixa de infravermelho próximo (NIR) de 250 m (0,86 μm), replicados com resolução de 500 m, e o produto anual de cobertura do solo MODIS de 500 m nível 3, denominado MCD12Q1 (JUSTICE et al., 2002; GIGLIO et al., 2018).

As bandas espectrais mais sensíveis à combustão (carvão e cinzas) e mudanças na vegetação verde são encontradas no infravermelho próximo e médio (NIR e MIR). As bandas do infravermelho de ondas curtas (SWIR) são mais capazes de distinguir áreas queimadas antigas (FOCARETA et al., 2015). O NIR reage positivamente à área foliar e à produtividade (vigor vegetativo) e o SWIR reage positivamente à seca e em superfícies sem vegetação, assim, a refletância das bandas SWIR é útil porque é menos impactada pelo ruído atmosférico e geralmente apresenta valores baixos para florestas, mas altos para solo e componentes não fotossintéticos da vegetação (BANSKOTA et al., 2014; ARGIBAY; SPARACINO; ESPINDOLAS, 2020).

Considerando que a refletância do NIR é bastante reduzida quando as áreas são queimadas, a minimização dos valores de NIR foi utilizada como critério para composição temporal das bandas RGB das imagens de referência (L8). A combinação do NIR de alta refletância com o SWIR de baixa refletância permite distinguir entre vegetação queimada e não queimada (MENG; ZHAO, 2017). No entanto, baixos valores de NIR também podem ser causados por inundações sazonais, nuvens ou sombras topográficas.

Os produtos provenientes dos algoritmos do PROBA-V se concentram no emprego do Índice de Vegetação por Diferenças Normalizadas (NDVI), calculado como a razão entre a diferença do NIR com a banda vermelha (RED) com o somatório dessas mesmas bandas. Contudo, apesar de ser um dos índices mais empregados e ser sensível ao vigor e à densidade da vegetação verde também é fortemente impactado pelo solo descoberto e pelo ruído atmosférico (SCHROEDER et al., 2011). Este índice, como outros, não foi projetado para discriminação de superfícies afetadas pelo fogo, e, portanto, podem não ser bem adaptados para discriminar cinzas de queimadas, material predominante em áreas recentemente afetadas pelo incêndio (SILVA, 2015). Dada essa característica, acrescentada a resolução espacial (300 m) melhor que o MCD64A1, os dados de áreas queimadas P deste trabalho não demonstraram boa inter-relação com os dados de referência oriundos do L8.

A média dos totais anuais e dos percentuais da área da classe em relação ao total obtido por cada método (%_T), da TABELA 10, demonstram que houve ínfima diferença entre MCD e FIR em relação a REF e vice-versa. Ao se verificar as classes em que houve maiores inter-relações entre REF e MCD, as interseções geométricas REF-MCD+U e MCD-REF+U se apresentaram muito próximas ao observado na

TABELA 9. As diferenças são vistas interanualmente, por exemplo, FIR foi melhor do que MCD para identificar cicatrizes de REF na classe 12 (Formação Campestre) nos anos de 2015 e 2016, ao passo que MCD foi melhor nos anos de 2014 e 2017. Nesse exemplo, o inverso demonstra que REF foi melhor em identificar, também para a classe 12, as cicatrizes de FIR no ano de 2016 e de MCD nos demais anos. Nas demais classes tanto FIR em relação a REF e este em relação àquele se inter-relacionaram melhor.

Quando as observações são feitas sobre o percentual de área queimada em relação à área que ocupam da área de estudo (%c) a ordem decrescente de classificação é alterada, 12, 13, 4, 3, 20, 25, 15, 19, 30, 33, 24 e 9 na inter-relação de REF com FIR (TABELA 9), sendo que as duas últimas classes se invertem na inter-relação de REF com MCD (TABELA 10). Como a área das classes (TABELA 7) por ano é atributo físico igual para identificação de cicatrizes de queimadas por todos os métodos, a média do percentual de sua área queimada no período diferenciou conforme as inter-relações. Nesse aspecto, por pouquíssima diferença, a inter-relação REF_MCD foi melhor do que FIR_MCD para as classes 12, 20 e 25.

Os produtos (FIR e MCD) têm uma resolução espacial mais baixa que o Landsat (250-500 m × 30 m), porém a resolução temporal mais alta do Fire_CCI e do MODIS, com uma revisão diária global de cada um de seus satélites, aumenta a precisão da data estimada das cicatrizes de incêndio. As áreas afetadas pelo fogo são visíveis graças às variações diárias dos valores de refletância nas bandas Red e NIR.

Lições trazidas por Humber et al. (2018) corroboram com o entendimento de que apenas os algoritmos que usam detecção de incêndio ativa como entrada (ESA Fire_CCI e MODIS MCD64A1) podem identificar qualquer quantidade apreciável de áreas queimadas. No entanto, o contraste espectral do sinal queimado e não queimado é menos nítido do que a anomalia térmica, e os *pixels* queimados podem ser confundidos com outras mudanças sazonais (LIZUNDIA-LOIOLA; PETTINARI; CHUVIECO, 2020), o que prova, mais uma vez a subestimativa independentemente do tipo de uso e cobertura do solo.

Imperioso elucidar que, além dos aspectos gerais, as diferenças interanuais de áreas queimadas detectadas pelos diversos sensores e métodos também estão associadas aos efeitos do local cujas características variam anualmente. Ou seja, a delimitação das áreas queimadas e a precisão, inter-relação entre os produtos, não

depende apenas da capacidade individual dos algoritmos e sensores de cada produto, mas também das características da área (PADILLA et al., 2015).

Múltiplas causas podem ser responsáveis pelo efeito do local observado. Por exemplo, tipos específicos de cobertura do solo, estados fenológicos ou características da paisagem podem afetar a capacidade de previsão dos algoritmos de classificação de áreas queimadas (BOSCHETTI et al., 2015). A assinatura espectral das áreas queimadas varia temporal e espacialmente devido ao tipo de vegetação que queima, a completude da queima, a evolução pós-incêndio e a revegetação da área queimada (SILVA; SÁ; PEREIRA, 2005).

Em outra senda, os padrões espaciais refletiram que o Fire_CCI (FIR) apresentou ser notavelmente mais inter-relacionado com REF, também, nas regiões onde predominam pequenos incêndios agrícolas e a maior resolução espacial do sensor em comparação com 500 m × 500 m no MODIS poderia explicar parcialmente o desempenho mais alto do produto Fire_CCI (GIGLIO et al., 2018).

5 CONCLUSÕES

O presente estudo permitiu explorar a combinação de informações derivadas de diferentes métodos e fontes de dados de sensoriamento remoto na geração de um banco de dados de áreas queimadas para o estado do Tocantins no período de 2014 a 2017.

A digitalização visual e delimitação manual das cicatrizes de incêndios florestais e/ou queimadas por meio das imagens do Landsat 8 que é o método mais confiável de obtenção dos dados. Verificou-se dificuldade de se obter, para cada órbita/ponto, conjuntos completos de imagens L8 para cobrir, inteiramente, a estação de queimadas, de junho/julho a setembro/outubro.

Os conjuntos de dados globais são concebidos e disponibilizados principalmente para apoiar mapeamentos espaço-temporais consistentes em escalas regionais. Assim, para o estado do Tocantins, os dados de área queimada ESA Fire_CCI, seguido do MCD64A1, permitiram a identificação dos períodos de maior atividade de queimadas, bem como sua localização e extensão.

Quanto ao uso e cobertura do solo, as duas classes mais atingidas por incêndios florestais e/ou queimadas identificadas por todos os métodos foram as áreas de formação campestre (12) e as formações savânicas (4). O produto ESA Fire_CCI foi o que obteve maior inter-relação espacial com os dados de áreas queimadas provenientes da referência.

REFERÊNCIAS

- ALENCAR, A. A. et al. Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon forest fire regime. **Ecological applications**, Washington, DC, v. 25, n. 6, p. 1493-1505, 2015.
- ALONSO-CANAS, I.; CHUVIECO, E. Global burned area mapping from ENVISAT-MERIS and MODIS active fire data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 163, p. 140-152, 2015.
- ALVES, D. B. et al. Accuracy assessment of the latest generations of MODIS burned area products for mapping fire scars on a regional scale over Campos Amazônicos Savanna Enclave (Brazilian Amazon). **Journal of Applied Remote Sensing**, [S.l.]: v. 12, n. 2, p. 026026, 2018.
- ALVES, D. B.; PÉREZ-CABELLO, F. Multiple remote sensing data sources to assess spatio-temporal patterns of fire incidence over Campos Amazônicos Savanna Vegetation Enclave (Brazilian Amazon). **Science of The Total Environment**, [S.l.]: v. 601, p. 142-158, 2017.
- ARANTES, T. B. **Análise de séries temporais compostas por imagens sintetizadas a partir da fusão de dados MODIS - TM**. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2014.
- ARAÚJO, F. M. **Avaliação das áreas queimadas no bioma Cerrado: proposições para o monitoramento e conservação**. 142 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.
- ARAÚJO, F. M.; FERREIRA, L. G.; ARANTES, A. E. Distribution patterns of burned areas in the Brazilian biomes: an analysis based on satellite data for the 2002–2010 period. **Remote Sensing**, [S.l.]: v. 4, n. 7, p. 1929-1946, 2012.
- ARGIBAY, D. S.; SPARACINO, J.; ESPINDOLA, G. M. A long-term assessment of fire regimes in a Brazilian ecotone between seasonally dry tropical forests and savannah. **Ecological Indicators**, [S.l.]: v. 113, p. 106151, 2020.
- BANSKOTA, A. et al. Forest monitoring using Landsat time series data: a review. **Canadian Journal of Remote Sensing**, [S.l.]: v. 40, n. 5, p. 362-384, 2014.
- BARRADAS, A. C. S. **A gestão do fogo na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, Brasil**. 135 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Biodiversidade) - Escola Nacional de Botânica, Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.
- BASTARRIKA, A.; CHUVIECO, E.; MARTÍN, M. P. Mapping burned areas from Landsat TM/ETM+ data with a two-phase algorithm: balancing omission and commission errors. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 115, n. 4, p. 1003-1012, 2011.
- BATALHA, M. A. O cerrado não é um bioma. **Biota Neotropica**, Campinas, SP, v. 11, n. 1, 2011.

BEHLING, H.; PILLAR, V. P. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems.

Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, [S.l.]: v. 362, n. 1478, p. 243-251, 2006.

BEUCHLE, R. et al. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, [S.l.]: v. 58, p. 116-127, 2015.

BLASCHKE, T. Object based image analysis for remote sensing. **ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing**, [S.l.]: v. 65, n. 1, p. 2-16, 2010.

BOND, W. J.; KEELEY, J. E. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in ecology & evolution**, [S.l.]: v. 20, n. 7, p. 387-394, 2005.

BOSCHETTI, L. et al. MODIS-Landsat fusion for large area 30m burned area mapping. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 161, p. 27-42, Mar. 2015.

BOSCHETTI, L.; BRIVIO, P. A.; GREGOIRE, J. M. The use of Meteosat and GMS imagery to detect burned areas in tropical environments. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 85, n. 1, p. 78-91, 2003.

BOSCHETTI, L.; ROY, D. P.; JUSTICE, C. O. **International global burned area satellite product validation protocol**: part I, production and standardization of validation reference data. Washington: Committee on Earth Observation Satellites, 2009. 11 p.

BOVOLO, F.; BRUZZONE, L. The time variable in data fusion: a change detection perspective. **IEEE Geosci. Remote Sens. Mag**, [S.l.]: v. 3, n. 3, p. 8-26, 2015.

BOWMAN, D. M. J. S. et al. Fire in the Earth system. **Science**, [S.l.]: v. 324, n. 5926, p. 481-484, 2010.

BRANCALION, P. H. S et al. A critical analysis of the native vegetation protection law of Brazil (2012): updates and ongoing initiatives. **Natureza & Conservação**, Rio de Janeiro, RJ, v. 14, p. 1-15, 2016.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 05 fev. 2020.

BRIDGEWATER, S.; RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F. Biogeographic patterns, β -diversity and dominance in the cerrado biome of Brazil. **Biodiversity & Conservation**, [S.l.]: v. 13, n. 12, p. 2295-2317, 2004.

BROOK, B. W.; SODHI, N. S.; BRADSHAW, C. J. A. Synergies among extinction drivers under global change. **Trends in ecology & evolution**, [S.I.]: v. 23, n. 8, p. 453-460, 2008.

BRUZZONE, L.; SMITS, P. C.; TILTON, J. C. Foreword special issue on analysis of multitemporal remote sensing images. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, [S.I.]: v. 41, n. 11, p. 2419-2422, 2003.

CARVALHO, L. M. T. et al. Procedimentos para mapeamento. In: SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Mapeamento e inventário da flora e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras: UFLA, 2006. cap. 2, p. 37-57.

CHUVIECO, E. **Fundamentos de teledetección espacial**. Madrid: Ediciones Rialp. 1996. 568 p.

CHUVIECO, E. et al. A new global burned area product for climate assessment of fire impacts. **Global Ecology and Biogeography**, [S.I.]: v. 25, n. 5, p. 619-629, 2016.

CHUVIECO, E. et al. Generation and analysis of a new global burned area product based on MODIS 250 m reflectance bands and thermal anomalies. **Earth System Science Data**, [S.I.]: v. 10, n. 4, p. 2015-2031, 2018.

CHUVIECO, E. et al. Global burned-land estimation in Latin America using MODIS composite data. **Ecological Applications**, [S.I.]: v. 18, n. 1, p. 64-79, 2008.

CHUVIECO, E. et al. Integrating geospatial information into fire risk assessment. **International Journal of Wildland Fire**, [S.I.]: v. 23, n. 5, p. 606-619, 2014.

CLARK, R. N. et al. Spectroscopy of rocks and minerals, and principles of spectroscopy. **Manual of remote sensing**, [S.I.]: v. 3, n. 3-58, p. 2-2, 1999.

COOKE, R. Human settlement of central America and northernmost South America (14,000–8000 BP). **Quaternary International**, [S.I.]: v. 49, p. 177-190, 1998.

COPPIN, P. et al. Review article digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 25, n. 9, p. 1565-1596, 2004.

CORONA, P., LAMONACA, A., CHIRICI, G. Remote sensing support for post fire forest management. **iForest**, [S.I.]: v. 1, p. 6-12, 2008.

CRÓSTA, A. P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. Campinas: IG/UNICAMP, 2004. 170 p.

DACAMARA, C. C. et al. Calibration of the Fire Weather Index over Mediterranean Europe based on fire activity retrieved from MSG satellite imagery. **International Journal of Wildland Fire**, [S.I.]: v. 23, n. 7, p. 945-958, 2014.

DALDEGAN, G. A. et al. Spatial patterns of fire recurrence using remote sensing and GIS in the Brazilian savanna: Serra do Tombador Nature Reserve, Brazil. **Remote Sensing**, [S.I.]: v. 6, n. 10, p. 9873-9894, 2014.

- DALLA-NORA, E. L. **Modeling the interplay between global and regional drivers on amazon deforestation**. Ph.D. (Thesis in Earth System Science) – National Institute for Space Research (INPE), São José dos Campos, 2014.
- DE ARAÚJO, F. M.; FERREIRA, L. G. Satellite-based automated burned area detection: A performance assessment of the MODIS MCD45A1 in the Brazilian savanna. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [S.l.]: v. 36, p. 94-102, 2015.
- DI BELLA, C. M. et al. Continental fire density patterns in South America. **Global Ecology and Biogeography**, [S.l.]: v. 15, n. 2, p. 192-199, 2006.
- DIERCKX, W. et al. PROBA-V mission for global vegetation monitoring: standard products and image quality. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 35, n. 7, p. 2589-2614, 2014.
- DOERR, S. H.; SANTÍN, C. Global trends in wildfire and its impacts: perceptions versus realities in a changing world. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, [S.l.]: v. 371, n. 1696, p. 20150345, 2016.
- DRISCOLL, D. A. et al. Fire management for biodiversity conservation: key research questions and our capacity to answer them. **Biological conservation**, [S.l.]: v. 143, n. 9, p. 1928-1939, 2011.
- DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal of Applied Ecology**, [S.l.]: v. 53, n. 1, p. 11-15, 2016.
- EDWARDS, E. J. et al. The origins of C4 grasslands: integrating evolutionary and ecosystem science. **Science**, [S.l.]: v. 328, n. 5978, p. 587-591, 2010.
- ELOY, L. et al. Seasonal fire management by traditional cattle ranchers prevents the spread of wildfire in the Brazilian Cerrado. **Ambio**, p. 1-10, 2018.
- ESCUIN, S.; NAVARRO, R.; FERNANDEZ, P. Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 29, n. 4, p. 1053-1073, 2008.
- ESQUERDO, J. C. D. M. et al. Análise da adequação à legislação ambiental das APP's fluviais na bacia do rio Salobra, MS. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 3, 2010, Cáceres, MT. **Anais...** Cáceres, MT, Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 2010. p.683-690.
- EVA, H.; LAMBIN, E. F. Remote sensing of biomass burning in tropical regions: sampling issues and multisensor approach. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 64, n. 3, p. 292-315, 1998.
- EVENSON, R. E.; GOLLIN, D. Assessing the impact of the Green Revolution, 1960 to 2000. **Science**, [S.l.]: v. 300, n. 5620, p. 758-762, 2003.

- FELDE, G. W. et al. Analysis of Hyperion data with the FLAASH atmospheric correction algorithm. In: International Geoscience and Remote Sensing Symposium, 03CH37477, 2003, [S.I.]. Proceedings, 2003. p. 90-92.
- FERNANDES, G. W. et al. **Cerrado: desafio às soluções sustentáveis**. Rio de Janeiro: Vertente Produções Artísticas, 2016. 212 p.
- FERRARIS, V. et al. Detecting changes between optical images of different spatial and spectral resolutions: a fusion-based approach. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, [S.I.]: v. 56, n. 3, p. 1566-1578, 2018.
- FIDELIS, A.; PIVELLO, V. R. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? **Biodiversidade Brasileira**, Brasília, DF, n. 2, p. 12-25, 2011.
- FIEDEL, S. J. **Prehistory of the Americas**. Cambridge University Press, 1992.
- FITZ, P. R. **Geoprocessamento sem complicação**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 160 p.
- FLORENZANO, T. G. **Iniciação em sensoriamento remoto**. 3. ed. ampl. e atual. São Paulo. Editora Oficina de Textos. 2013.
- FLORENZANO, T. G. **Os satélites e suas aplicações**. São José dos Campos: SP: SindCT, 2008. 48 p.
- FOCARETA, M. et al. **Combination of Landsat 8 and Sentinel 1 data for the characterization of a site of interest**. A case study: the royal Palace of Caserta. In: International conference on metrology for archaeology, 1, 2015, Benevento, Italy. p. 1-6.
- FOODY, G. M. Status of land cover classification accuracy assessment. **Remote sensing of environment**, New York, v. 80, n. 1, p. 185-201, 2002.
- FORNACCA, D.; REN, G.; XIAO, W. Performance of three MODIS fire products (MCD45A1, MCD64A1, MCD14ML), and ESA Fire_CCI in a mountainous area of Northwest Yunnan, China, characterized by frequent small fires. **Remote Sensing**, [S.I.]: v. 9, n. 11, p. 1131, 2017.
- FRANÇA, D. A.; FERREIRA, N. J. Considerações sobre o uso de satélites na detecção e avaliação de queimadas. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XII, 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia, GO, p. 3017-3023, 2005.
- FRANÇA, H. **Metodologia de identificação e quantificação de áreas queimadas no Cerrado com imagens AVHRR/NOAA**. 133 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo (SP), 2000.
- FRANÇA, H.; RAMOS-NETO, M. B.; SETZER, A. **O fogo no Parque Nacional das Emas**. MMA, Ministério do Meio Ambiente, 2007. 140 p.
- FRANCO, A. C. et al. Cerrado vegetation and global change: the role of functional types, resource availability and disturbance in regulating plant community responses

to rising CO₂ levels and climate warming. **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, [S.I.]: v. 26, n. 1, p. 19-38, 2014.

FRANCOIS, M. et al. The PROBA-V mission: the space segment. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 35, n. 7, p. 2548-2564, 2014.

FREEMAN, J. et al. A critique of the historical-fire-regime concept in conservation. **Conservation Biology**, [S.I.]: v. 31, n. 5, p. 976-985, 2017.

GANEM, R. S.; DRUMMOND, J. A.; FRANCO, J. L. A. **Ocupação humana e impactos ambientais no bioma cerrado: dos bandeirantes à política de biocombustíveis**. In: Encontro Nacional da Anppas, IV, 2008, Brasília. p. 1-20.

GIBBS, H. K. et al. Brazil's soy moratorium. **Science**, [S.I.]: v. 347, n. 6220, p. 377-378, 2015.

GIGLIO, L. et al. An active-fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. **Remote sensing of environment**, New York, v. 113, n. 2, p. 408-420, 2009a.

GIGLIO, L. et al. Remote sensing of environment an active fire based burned area mapping algorithm for the MODIS sensor. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 113, n. 2, p. 408-420, 2009b.

GIGLIO, L et al. The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product. **Remote sensing of environment**, New York, v. 217, p. 72-85, 2018.

GONTIJO, G. A. B. et al. Detecção de queimadas e validação de focos de calor utilizando produtos de Sensoriamento Remoto. **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR**, Curitiba, PR, v. 30, p. 7966, 2011.

GOODWIN, N. R.; COLLETT, L. J. Development of an automated method for mapping fire history captured in Landsat TM and ETM+ time series across Queensland, Australia. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 148, p. 206-221, 2014.

GRECCHI, R. C. et al. Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado: a multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultural expansion. **Applied Geography**, [S.I.]: v. 55, p. 300-312, 2014.

GUINDOS-ROJAS, F. et al. Evaluation of a Bayesian Algorithm to Detect Burned Areas in the Canary Islands' Dry Woodlands and Forests Ecoregion Using MODIS Data. **Remote Sensing**, [S.I.]: v. 10, n. 5, p. 789, 2018.

HANSEN, M. C. et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, [S.I.]: v. 342, n. 6160, p. 850-853, 2013.

HARIDASAN, M. Nutritional adaptations of native plants of the cerrado biome in acid soils. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, [S.I.]: v. 20, n. 3, p. 183-195, 2008.

HILKER, T. et al. A new data fusion model for high spatial- and temporal-resolution mapping of forest disturbance based on Landsat and MODIS. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 113, n. 8, p. 1613-1627, Aug. 2009.

HUMBER, M. L. et al. Spatial and temporal intercomparison of four global burned area products. **International journal of digital earth**, [S.I.]: v. 12, n. 4, p. 460-484, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE) **Biomass e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil - 1:250 000**. Rio de Janeiro. 2019. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/estudos-ambientais/15842-biomass.html?=&t=downloads>>. Acesso em: 05 fev. 2020.

_____. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Agropecuária. **Produção Agrícola Municipal 2018**. Rio de Janeiro, v. 45, p.1-8, 2018.

_____. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais. **Projeção da População do Brasil e Unidades da Federação por Sexo e Idade para o período 2000-2030**. 2013. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/estadosat/temas.php?sigla=to&tema=projecao2013>>. Acesso em: 12 fev. 2015.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Projeto de Desenvolvimento de Sistemas de Prevenção de Incêndios Florestais e Monitoramento da Cobertura Vegetal no Cerrado Brasileiro**. 2018. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/fipcerrado/report_funcate_metodologia_mapeamento_bioma_cerrado.pdf>. Acesso em: 15 set. 2019.

JESUS, S. C.; SETZER, A. W.; MORELLI, F. **Validação de focos de queimadas no Cerrado em imagens TM/Landsat-5**. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 15, 2011, Curitiba, PR. p. 8051-8058.

JOHNSTON, F. H. et al. Estimated global mortality attributable to smoke from landscape fires. **Environmental health perspectives**, [S.I.]: v. 120, n. 5, p. 695, 2012.

JUSTICE, C. O. et al. The MODIS fire products. **Remote sensing of Environment**, New York, v. 83, n. 1-2, p. 244-262, 2002.

KARKANAS, P. et al. Evidence for habitual use of fire at the end of the Lower Paleolithic: Site-formation processes at Qesem Cave, Israel. **Journal of human evolution**, [S.I.]: v. 53, n. 2, p. 197-212, 2007.

KAUR, A.; RANI, J. An approach to detect stubble burned areas in Punjab by digitally analyzing satellite images. **Journal for Research**, [S.I.]: v. 2, n. 06, 2016.

KENNEDY, R. E. et al. Bringing an ecological view of change to Landsat-based remote sensing. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [S.I.]: v. 12, n. 6, p. 339-346, 2014.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, Brasília, DF, v.19, n.3, p.707-713, 2005.

KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G. Past and current human occupation, and land use. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Ed.). **The Cerrados of Brazil: ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. Columbia University Press, Nova York. 2002, p.69-88.

KLOSTER, S. et al. The impacts of climate, land use, and demography on fires during the 21st century simulated by CLM-CN. **Biogeosciences Discussions**, [S.I.]: v. 8, n. 5, 2012.

KRUG, T. et al. **Emissões de gases de efeito estufa da queima de biomassa no Cerrado não-antrópico utilizando dados orbitais**: Relatório de referência do Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa. Brasília, DF: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2002. 53 p.

KRUG, T.; RIVERA-LOMBARDI, R. J.; SANTOS, J. R. **Burned area, recurrence of fires and permanence of burnt scars in selected areas of the brazilian Cerrado using TM-LANDSAT imagery**. In: ISPRS CONGRESS: GEO-IMAGERY BRIDGING CONTINENTS, 2004, Istambul. p. 243-246.

LAHSEN, M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; DALLA-NORA, E. L. Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. **Environment: science and policy for sustainable development**, [S.I.]: v. 58, n. 6, p. 4-15, 2014.

LEDRU, M. Late Quaternary history and evolution of the cerrados as revealed by palynological records. In: OLIVEIRA, P.S.; MARQUIS, R.J. (Ed.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. Columbia University Press, New York, p. 33-50, 2002.

LEHMANN, C. E. R. et al. Savanna vegetation-fire-climate relationships differ among continents. **Science**, [S.I.]: v. 343, n. 6170, p. 548-552, 2014.

LENTILE, L. B. et al. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. **International Journal of Wildland Fire**, [S.I.]: v. 15, n. 3, p. 319-345, 2006.

LIBONATI, R.; SETZER, A. W.; MORELLI, F. Algoritmo automático de detecção de áreas queimadas em imagens MODIS—aplicação na região do Jalapão, TO. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XVI, 2013, Foz do Iguaçu - PR. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2013, p. 6901-6908.

LIMA, S. C.; CHAVEIRO, E. F. O cerrado goiano sob múltiplas dimensões: um território perpassado por conflitos. **Espaço em Revista**, Catalão, GO, v. 12, n. 2, 2010.

LIU, J. et al. Burned area detection based on Landsat time series in savannas of southern Burkina Faso. **International journal of applied earth observation and geoinformation**, [S.I.]: v. 64, p. 210-220, 2018.

LIZUNDIA-LOIOLA, J.; PETTINARI, M. L.; CHUVIECO, E. Temporal anomalies in burned area trends: satellite estimations of the Amazonian 2019 Fire Crisis. **Remote Sensing**, [S.I.]: v. 12, n. 1, p. 151, 2019.

LIZUNDIA-LOIOLA, J. et al. A spatio-temporal active-fire clustering approach for global burned area mapping at 250 m from MODIS data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 236, p. 111493, 2018.

LOVELAND, T. R.; DWYER, J. L. Landsat: building a strong future. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 122, p. 22-29, 2012.

LOYOLA, R. Brazil cannot risk its environmental leadership. **Diversity and Distributions**, [S.l.]: v. 20, n. 12, p. 1365-1367, 2014.

MACHADO, R. B. et al. **Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro**. Relatório técnico não publicado. Brasília, DF: Conservação Internacional, 2004. 23 p.

MANTOVANI, J. E.; PEREIRA, A. **Estimativa da integridade da cobertura vegetal de Cerrado através de dados TM/Landsat**. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 9, 1998, Curitiba, PR. p.11-18.

MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomas** – Coleção v.3.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. 2019. Disponível em: <<http://mapbiomas.org>>. Acesso em: 27 nov. 2019.

MARTIN, R. E.; SAPSIS, D. B. **Fires as agents of biodiversity: pyrodiversity promotes biodiversity**. In: Proceedings of the conference on biodiversity of northwest California ecosystems, 1992, Berkeley. p. 150-157.

MARTÍNEZ, B.; GILABERT, M. A. Vegetation dynamics from NDVI time series analysis using the wavelet transform. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 113, n. 9, p. 1823–1842, 2009.

MEDEIROS, R. et al. **Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: sumário executivo**. UNEP-WCMC, Brasília, 2011.

MELCHIORI, A. E. et al. **A Landsat-TM/OLI algorithm for burned areas in the Brazilian Cerrado: preliminary results**. In: International Conference on Forest Fire Research, VII, 2014, Coimbra, Portugal.

MELLO, P. F. As impossibilidades da reforma agrária brasileira. **Revista de Política Agrícola**, Brasília, DF, v. 25, n. 1, p. 108-121, 2016.

MENDONÇA, R. C.; FELFILI, J. M.; WALTER, B. M. T.; SILVA JÚNIOR, M. C.; REZENDE, A. B.; FILGUEIRAS, T. S.; NOGUEIRA, P. E.; FAGG, C. W. Flora vascular do bioma Cerrado: *checklist* com 12.356 espécies. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Org.). Cerrado: ecologia e flora. v. 2. Brasília: Embrapa Cerrados, 2008. p. 213-228.

MENESES, P. R.; SANO, E. E.; ASSAD, E. D. **Introdução ao processamento de imagens digitais de satélites de sensoriamento remoto**. Editora Universidade de Brasília, Brasília-DF, 2012. 276 p.

MESQUITA, F. W. et al. Histórico dos incêndios na vegetação do Parque Nacional da Chapada Diamantina, entre 1973 e abril de 2010, com base em imagens Landsat. **Biodiversidade Brasileira**, Brasília, DF, ano 1, n. 2, p. 228-246, 2011.

MIRANDA, H. S. et al. Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. **In: Tropical fire ecology**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2009. p. 427-450.

MISTRY, J. et al. Indigenous fire management in the Cerrado of Brazil: the case of the Krahô of Tocantins. **Human Ecology**, [S.l.]: v 33, n. 3, 365-386, 2005.

MISTRY, J.; BERARDI, A. Bridging indigenous and scientific knowledge. **Science**, [S.l.]: v. 352, n. 6291, p. 1274-1275, 2016.

MISTRY, J.; BILBAO, B. A.; BERARDI, A. Community owned solutions for fire management in tropical ecosystems: case studies from Indigenous communities of South America. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [S.l.]: v. 371, n. 1696, p. 20150174, 2016.

MISTRY, J. et al. New perspectives in fire management in South American savannas: the importance of intercultural governance. **Ambio**, [S.l.]: p. 1-8, 2018.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Mapeamento de Cobertura Vegetal do Bioma Cerrado**: Relatório Final. Brasília: MMA, 2007. 93 p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado/mapa-de-cobertura-vegetal>>. Acesso em: 04 fev. 2017.

_____. **Relatório técnico de monitoramento do desmatamento no bioma Cerrado, 2002–2008**: dados revisados. Brasília: MMA, 2009. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/relatorio_tecnico_monitoramento_desmate_bioma_cerrado_csr_ibama_2002_2008_rev_72.pdf>. Acesso em: 02 fev. 2017.

_____. **Relatório técnico de monitoramento do desmatamento no bioma Cerrado, 2009– 2010**. Brasília: MMA, 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/relatoriofinal_cerrado_2010_final_72_1.pdf>. Acesso em: 02 fev. 2017.

_____. **Mapeamento do Uso e Cobertura do Cerrado – Projeto TerraClass Cerrado 2013**. MMA. SBF. Brasília, DF. 2015.

MOUILLOT, F. et al. Ten years of global burned area products from spaceborne remote sensing - a review: analysis of user needs and recommendations for future developments. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [S.l.]: v. 26, p. 64-79, 2014.

MURPHY, B. P.; COCHRANE, M. A.; RUSSELL-SMITH, J. Prescribed burning protects endangered tropical heathlands of the Arnhem Plateau, northern Australia. **Journal of Applied Ecology**, [S.l.]: v. 52, n. 4, p. 980-991, 2015.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, [S.l.]: v. 403, n. 6772, p. 853, 2000.

NASCIMENTO, C. I. F.; LIRA, M. E. O uso das geotecnologias como ferramentas para o mapeamento de focos de queimadas na Amazônia Sul-Occidental. **Revista Geonorte**, Edição Especial, Manaus, v.2, n.4, p.1646-1654, 2012.

NORTH, M. P. et al. Reform forest fire management. **Science**, [S.I.]: v. 349, n. 6254, p. 1280-1281, 2015.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto**: princípios e aplicações. 2.ed. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda, 1998. 308 p.

OLIVEIRA, P. T. S.; NEARING, M. A.; WENDLAND, E. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. **Earth Surface Processes and Landforms**, [S.I.]: v. 40, n. 11, p. 1524-1532, 2015.

OLIVERAS, I. et al. Effects of fire regimes on herbaceous biomass and nutrient dynamics in the Brazilian savanna. **International Journal of Wildland Fire**, [S.I.]: v. 22, n. 3, p. 368-380, 2013.

OPAZO, S.; CHUVIECO, E. Análisis geográfico de áreas quemadas en Sudamérica. GeoFocus. **Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica**, Barcelona, n. 13, p. 1-24, 2013.

ORTH, D. M. et al. Geotecnologias para a gestão do espaço em áreas legalmente protegidas. In: Conferencia Latinoamericana de Escuelas y Facultades de Arquitectura, XX, 2003, Concepción, Chile. **Anais...** Universidad del Bio-Bio, v.I, 2003. p.114-117.

PADILLA, M.; STEHMAN, S. V.; CHUVIECO, E. Validation of the 2008 MODIS-MCD45 global burned area product using stratified random sampling. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 144, p. 187-196, 2014.

PADILLA, M. et al. Assessing the temporal stability of the accuracy of a time series of burned area products. **Remote Sensing**, [S.I.]: v. 6, n. 3, p. 2050-2068, 2014.

PADILLA, M. et al. Comparing the accuracies of remote sensing global burned area products using stratified random sampling and estimation. **Remote sensing of environment**, New York, v. 160, p. 114-121, 2015.

PADILLA, M. et al. Stratification and sample allocation for reference burned area data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 203, p. 240-255, 2017.

PARR, C. L.; ANDERSEN, A. N. Patch mosaic burning for biodiversity conservation: a critique of the pyrodiversity paradigm. **Conservation Biology**, [S.I.]: v. 20, n. 6, p. 1610-1619, 2006.

PARR, C. L. et al. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. **Trends in ecology & evolution**, [S.I.]: v. 29, n. 4, p. 205-213, 2014.

PAULUCCI, T. B.; MACHADO-SILVA, F.; LIBONATI, R. Análise espaço-temporal da ocorrência de áreas queimadas no Cerrado para o período de 2005 a 2014 e sua relação com a precipitação. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 18., 2017, Santos. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2017

PEREIRA JÚNIOR, A. C. et al. Modelling fire frequency in a Cerrado savanna protected area. **PloS one**, [S.I.]: v. 9, n. 7, p. e102380, 2014.

PEREIRA, A. C.; SETZER, A. W. Comparison of fire detection in savannas using AVHRR's channel 3 and TM images. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 17, n. 10, p. 1925-1937, 1996.

PEREIRA, A. A. **Uso de geotecnologia para detecção e análise de queimadas e focos de calor em unidades de conservação no norte de Minas Gerais**. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

PEREIRA, A. et al. Burned area mapping in the Brazilian savanna using a one-class support vector machine trained by active fires. **Remote Sensing**, [S.l.]: v. 9, n. 11, p. 1161, 2017.

PEREIRA, A. et al. Validation of hotspots utilized in the orbital monitoring of burnt areas by means of TM images. **Cerne**, Lavras, MG, v. 18, n. 2, p. 335-343, 2012.

PEREIRA, J. M. C. Burned area mapping in Central Africa using ATSR data. **International Journal of Wildland Fire**, [S.l.]: v. 12, p. 259-270, 2003.

PIROMAL, R. A. S. et al. Use of MODIS data for detection of burned areas in Amazonia. **Acta Amazonica**, Manaus, v.38, n.1, p.77-84, 2008.

PIVELLO, V. R. The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. **Fire ecology**, [S.l.]: v. 7, n. 1, p. 24-39, 2011.

PONZONI, F. J.; LEE, D. C. L.; HERNANDEZ-FILHO, P. Avaliação da área queimada e da regeneração da vegetação afetada pelo fogo no PARNA de Brasília através de dados TM/LandSat. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 6., 1986, Gramados. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1986. p. 615-621.

PRICE, O. F.; RUSSELL-SMITH, J.; WATT, F. The influence of prescribed fire on the extent of wildfire in savanna landscapes of western Arnhem Land, Australia. **International Journal of Wildland Fire**, [S.l.]: v. 21, n. 3, p. 297-305, 2012.

PRUDENTE, T. D. **Geotecnologias aplicadas ao mapeamento de risco de incêndio florestal no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros e área de entorno**. 114 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2010.

RANDERSON, J. T. et al. Global burned area and biomass burning emissions from small fires. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, [S.l.]: v. 117, n. G4, 2012.

RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, [S.l.]: v. 80, n.3, p.223-230, 1997.

REIS, T. et. al. **Climate challenges and opportunities in the Brazilian Cerrado**. IPAM, 2017.

RIBEIRO, J. F. et al. Ocupação do bioma Cerrado e conservação da sua diversidade vegetal. In: SCARIOT, A., SOUSA-SILVA, J.C., FELFILI, J.M. (Org.), **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2005. p. 383-399.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. v. 2. Brasília: EMBRAPA-CERRADOS, 2008. 876 p.

RICHEY, A. S. et al. Quantifying renewable groundwater stress with GRACE. **Water resources research**, [S.l.]: v. 51, n. 7, p. 5217-5238, 2015.

RIVERA-LOMBARDI, R. J. **Estudo da recorrência de queimadas e permanência de cicatrizes do fogo em áreas selecionadas do cerrado brasileiro, utilizando imagens TM/Landsat**. 172 f. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2003.

RODRIGUES, J. A. et al. Validação e refinamento dos produtos de área queimada baseados em dados MODIS para a região do Jalapão/TO. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR, 2017, Paraná. **Anais...** Foz do Iguaçu: INPE, 2017. p. 6834-6841.

RODRIGUES, J. A. et al. How well do global burned area products represent fire patterns in the Brazilian Savannas biome? An accuracy assessment of the MCD64 collections. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [S.l.]: v. 78, p. 318-331, 2019.

ROY, D. P. et al. The collection 5 MODIS burned area product - Global evaluation by comparison with the MODIS active fire product. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 112, n. 9, p. 3690-3707, 2008.

ROY, D. P.; BOSCHETTI, L. Southern Africa validation of the MODIS, L3JRC, and GlobCarbon burned-area products. **IEEE transactions on Geoscience and Remote Sensing**, [S.l.]: v. 47, n. 4, p. 1032-1044, 2009.

RUSSELL-SMITH, J. et al. Managing fire regimes in north Australian savannas: applying Aboriginal approaches to contemporary global problems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [S.l.]: v. 11, n. s1, p. e55-e63, 2013.

SANTOS, J. R.; AOKI, H. Monitoramento do Parque Nacional de Brasília através de dados orbitais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 1, 1978, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 1981. p.118-134.

SANTOS, J. F. C. **Dinâmica florestal e detecção de ocorrências do fogo em área do domínio de mata atlântica**. 112 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2017.

SAQUET, D. B.; MELLO FILHO, J. A. **Uso de geotecnologias na análise ambiental da Microbacia do rio Faca, São Jorge d'Oeste – Paraná, BR**. Montevideo, Uruguay: EGAL, 2009. 10 p.

SAWYER, D. R. et al. **Ecosystem profile**: Cerrado Biodiversity Hotspot. CEPF, 2017.

SCHMIDT, I. B. et al. Fire management in the Brazilian savanna: First steps and the way forward. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 5, p. 2094-2101, 2018.

SCHOLES, R. J.; ARCHER, S. R. Tree-grass interactions in savannas. **Annual review of Ecology and Systematics**, [S.l.]: v. 28, n. 1, p. 517-544, 1997.

SETZER, A. W.; MORELLI, F.; LOMBARDI, R. J. R. Estimativa quinzenal de áreas queimadas nas imagens MODIS do INPE. In: RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. (Org.). **O sensor modis e suas aplicações ambientais no Brasil**. São José dos Campos: Bookimage, 2007. p. 403-417.

SHIMABUKURO, Y. E.; SANTOS, J. R. dos. Dados sensoriados no monitoramento e avaliação de áreas queimadas: o caso do Parque Nacional de Emas (GO). **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 26, n. 10, p. 1589-1598, out. 1991.

SHIMABUKURO, Y. E. et al. Assessment of forest degradation in Brazilian Amazon due to selective logging and fires using time series of fraction images derived from Landsat ETM+ images. **Remote sensing letters**, [S.l.]: v. 5, n. 9, p. 773-782, 2014.

SCHMIDT, I. B.; ELOY, L. Fire regime in the Brazilian Savanna: recent changes, policy and management. **Flora**, [S.l.]: p. 151613, 2020.

SILVA, E. M.; AZEVEDO, J. A.; LIMA, J. E. F. W. Utilização dos recursos hídricos na agricultura irrigada do Cerrado. In: Albuquerque, A. C. S; Silva, A. G. (Ed.). **Agricultura Tropical: quatro décadas de inovações tecnológicas, institucionais e políticas**. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica, v. 2, p. 72, 2008.

SILVA, F. A. M.; ASSAD, E. D.; EVANGELISTA, B. A. Caracterização climática do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALEMIDA, S.P.; RIBEIRO, J.F. (Eds). **Cerrado: ecologia e flora**. Embrapa Cerrados, Distrito Federal, v. 1, p. 69-88, 2008.

SILVA, J. F. et al. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. **Journal of Biogeography**, [S.l.]: v. 33, n. 3, p. 536-548, 2006.

SILVA, J. M. N.; SÁ, A. C. L; PEREIRA, J. M. C. Comparison of burned area estimates derived from SPOT-VEGETATION and Landsat ETM+ data in Africa: Influence of spatial pattern and vegetation type. **Remote sensing of environment**, New York, v. 96, n. 2, p. 188-201, 2005.

SILVA, P. H. S. **Deteção e análise de áreas queimadas por meio da normalização de séries temporais MODIS na região do Jalapão**. 82 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Departamento de Geografia, Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

SILVA, R. A. et al. Geoprocessamento aplicado a análise do uso e ocupação da terra e APPs de nascentes no rio Indáia Grande – Chapadão do Sul/Cassilândia/Inocência (MS). **Revista Geonorte**, Edição Especial, Manaus, v.2, n.4, p.1497-1508, 2012.

SIMON, M. F. et al. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [S.l.]: v.106, n.48, p.20359-20364, 2009.

SMITH, L. C. et al. Disappearing arctic lakes. **Science**, [S.l.]: v. 308, n. 5727, p. 1429-1429, 2005.

SOARES, J. V.; BATISTA, G. T.; SHIMABUKURO, Y. E. Histórico e descrição. In: RUDORFF, B. F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. (Ed.). **O sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil**. São José dos Campos: Parêntese, 2007. p. 3-21.

SOARES, T. B. O. **Avaliação de áreas queimadas no Parque Nacional das Sempre-Vivas – MG**: contribuições para a implantação do manejo integrado do fogo. 123 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Departamento de Geografia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.

SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil's forest code. **Science**, [S.l.]: v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014.

SOLERA, J. M.; CERDÀ, A. Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. In: Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España: el estado de la cuestión visto por los científicos españoles. **Cátedra Divulgación de la Ciencia**, 2009. p. 25-54.

SOUSA, I. M. P.; GIONGO, M. Quantificação da área queimada no estado do Tocantins no período de 2003 a 2011 utilizando imagens do satélite Tm/Landsat-5. **DESAFIOS**, Palmas, TO, v. 3, n. Especial, p. 126-130, 2016.

SOUZA, T; CORREIA, S. **Estudo de técnicas de realce de imagens digitais e suas aplicações**. In: CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA, II, 2007, João Pessoa, PB. p.1-10.

SPAROVEK, G. et al. A revisão do Código Florestal brasileiro. **Novos Estudos-CEBRAP**, n. 89, p. 111-135, 2011.

SPERA, S. A. et al. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. **Global change biology**, [S.l.]: v. 22, n. 10, p. 3405-3413, 2016.

STRASSBURG, B. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, [S.l.]: v. 1, n. 4, p. 0099, 2017.

STROPPIANA, D. et al. Positive and negative information for assessing and revising scores of burn evidence. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters**, [S.l.]: v. 9, n. 3, p. 363-367, 2012.

TANSEY, K. et al. A new, global, multi-annual (2000–2007) burnt area product at 1 km resolution. **Geophysical Research Letters**, [S.l.]: v. 35, n. 1, 2008.

TANSEY, K. **Burned area and seasonality collection 300m version 1**. University of Leicester. 2016. 114 p. Disponível em

<https://land.copernicus.eu/global/sites/cgls.vito.be/files/products/GIOGL1_QAR_BA300m-V1_I2.00.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2020.

TATAGIBA, M. M. A. **Estudo da dinâmica espacial e temporal dos incêndios florestais no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros**. 76 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Departamento de Engenharia Florestal. Universidade de Brasília, UNB, Brasília, 2010.

THEODORO, S. H., LEONARDOS, O. H., DUARTE, L. M. G. Cerrado: celeiro saqueado. In: DUARTE, L.M.G.; THEODORO, S.H. (Org.). **Dilemas do Cerrado: entre o ecologicamente (in)correto e o socialmente (in)justo**. Rio de Janeiro: Garamond, pp. 145-176. 2002.

THIEME, H. Lower Palaeolithic hunting spears from Germany. **Nature**, [S.l.]: v. 385, n. 6619, p. 807, 1997.

TOCANTINS (Estado). **Estudo da dinâmica da cobertura e uso da terra no estado do Tocantins 1990/2000/2005/2007**. BORGES, R. S. T. (Org.). Palmas, TO: SEPLAN, 2012. 264 p.

TOCANTINS (Estado). **Programa de Áreas Protegidas do Estado do Tocantins**. Volume 2: Metodologias e Estudos. Palmas, TO: Nippon-koei, 2008. 88 p.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (USGS) Landsat: a global land-imaging mission. Disponível em: <<http://pubs.usgs.gov/fs/2012/3072/fs2012-3072.pdf>>. Acesso em: 4 nov. 2018.

VAN DER WERF, G. R. et al. Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009). **Atmospheric chemistry and physics**, [S.l.]: v. 10, n. 23, p. 11707-11735, 2010.

VAN LIER, M. J. **Stories of land and power**. Combining narratives and entitlements in the analysis of agricultural expansion in the region of Matopiba, Brazil. 135 f. MSc Thesis - Wageningen University and Research Environmental Policy Group, 2017.

VIEIRA, R. R. S. et al. Compliance to Brazil's Forest Code will not protect biodiversity and ecosystem services. **Diversity and Distributions**, [S.l.]: v. 24, n. 4, p. 434-438, 2018.

WELCH, J. R. et al. Indigenous burning as conservation practice: Neotropical savanna recovery amid agribusiness deforestation in Central Brazil. **PloS one**, [S.l.]: v. 8, n.12, p.1-10, 2013.

WOLTERS, E.; DIERCKX, W.; SWINNEN, E. P. **Products User Manual VITO**: Mol, Belgium. v1. 3. P.1 – 98. 2016.

XIONG, X. et al. NASA EOS Terra and Aqua MODIS on-orbit performance. **Advances in Space Research**, Oxford, v. 43, n. 3, p. 413-422, Feb. 2009.