

JOSÉ GALDINO DE OLIVEIRA JÚNIOR

**DETECÇÃO DE MUDANÇAS AMBIENTAIS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO
USANDO SÉRIES TEMPORAIS E GOOGLE EARTH ENGINE**

Recife – PE

2022

JOSÉ GALDINO DE OLIVEIRA JÚNIOR

**DETECÇÃO DE MUDANÇAS AMBIENTAIS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO
USANDO SÉRIES TEMPORAIS E GOOGLE EARTH ENGINE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal Rural de Pernambuco (PGEA / UFRPE) como requisito parcial para obtenção de título de Mestre em Engenharia Agrícola.

Orientador: Prof. Dr. Fabrício Marcos Oliveira Lopes

Recife – PE

2022

O48d

Oliveira Júnior, José Galdino de
DETECÇÃO DE MUDANÇAS AMBIENTAIS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO USANDO SÉRIES
TEMPORAIS E GOOGLE EARTH ENGINE / José Galdino de Oliveira Júnior. - 2022.
78 f. : il.

Orientador: Pabricao Marcos Oliveira Lopes.
Inclui referências.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Agrícola, Recife, 2022.

1. Caatinga. 2. CHIRPS. 3. Mann-Kendall. 4. MapBiomass. 5. MODIS. I. Lopes, Pabricao Marcos Oliveira,
orient. II. Título

JOSÉ GALDINO DE OLIVEIRA JÚNIOR

**DETECÇÃO DE MUDANÇAS AMBIENTAIS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO
USANDO SÉRIES TEMPORAIS E GOOGLE EARTH ENGINE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal Rural de Pernambuco (PGEA / UFRPE) como requisito parcial para obtenção de título de Mestre em Engenharia Agrícola.

Dissertação defendida e aprovada no dia: 18 / 02 / 2022

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fabrício Marcos Oliveira Lopes – DEPA / UFRPE
(Orientador e Presidente da Banca)

Prof. Dr. Geber Barbosa de Albuquerque Moura – DEPA / UFRPE
(Membro interno)

Prof. Dr. José Francisco de Oliveira Júnior – ICAT / UFAL
(Membro externo)

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por minha saúde e sabedoria para ter cumprido mais uma das mais importantes etapas da minha vida. Sem estas, nada disto seria possível!

Em segundo, agradeço a todos os meus familiares e amigos que me ajudaram de alguma forma, direta ou indiretamente, neste meu processo evolutivo vivenciado nos últimos 2 anos.

Deixo o meu agradecimento especial ao Professor Dr. Fabrício Marcos Oliveira Lopes por todo o empenho e paciência em minha orientação do projeto de pesquisa e, saliento que sem este auxílio crucial, eu não teria conquistado mais este objetivo de vida.

Agradeço mutuamente aos Professores Dra. Cristina Rodrigues Nascimento e Dr. Geber Barbosa de Albuquerque Moura, por todos os ensinamentos que me ajudaram a chegar até aqui (OBS.: Professores, vocês três são uma tríade sensacional !!!!)

Agradeço à Universidade Federal Rural de Pernambuco por todo o apoio institucional e técnico disponibilizado a mim por meio do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PGEA/UFRPE), os quais foram essenciais à minha formação profissional atual.

Agradeço a todos os membros constituintes da Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PGEA/UFRPE) pela prontidão na resolução de todos os problemas que me acometeram durante o meu curso.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelos auxílios financeiros e técnicos que proporcionaram a concretização do meu projeto de pesquisa em nível de mestrado acadêmico.

Agradeço a todos !!!!

“Questionar-se é algo que está em
nosso âmago e será uma opção
inevitável em toda nossa vida.
Porém, ao estiver em dúvida sobre
fazer algo, lembre-se:
Mudar sempre será a saída.”

Em suma, nunca se limite!

OLIVEIRA JÚNIOR, José Galdino de

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Correlação entre o Albedo de superfície e o NDVI.	23
Figura 2. Localização da área de estudo – Núcleo de Desertificação de Cabrobó.	27
Figura 3. Fluxograma das etapas metodológicas do projeto.....	28
Figura 4. Representação gráfica da variação dos dados CHIRPS de acordo com cada estação meteorológica.....	39
Figura 5. Correlação média anual entre os dados do CHIRPS e os dados das estações meteorológicas utilizadas no estudo.....	41
Figura 6. Discriminação espacial (Figuras 6A, 6C, 6E, 6G, 6I e 6K) e temporal (Figuras 6B, 6D, 6F, 6H, 6J e 6L) médias dos parâmetros biofísicos (P, ETp, α , NDVI, Ts e VHI, respectivamente) para a área de estudo durante o período de 2001 a 2020.	43
Figura 7. Representação espacial do teste de Mann-Kendall (Figuras 7A, 7C, 7E, 7G, 7I e 7K) e Sen's Slope Estimator (Figuras 7B, 7D, 7F, 7H, 7J e 7L) para os parâmetros biofísicos (P, ETp, α , NDVI, Ts e VHI, respectivamente) avaliados nesse estudo.	48
Figura 8. Evolução temporal das alterações ambientais no NDC entre os anos de 2001 e 2020.	51
Figura 9. Análise da alteração quanto ao uso e cobertura da terra ocorrida entre os anos de 2001 e 2010 no NDC, em intervalos de quinquênios.....	52
Figura 10. Análise da alteração quanto ao uso e cobertura da terra ocorrida entre os anos de 2011 e 2020 no NDC, em intervalos de quinquênios.....	54
Figura 11. Alteração espaço-temporal quanto ao uso e cobertura da terra em Belém do São Francisco, PE, entre os anos de 2001 e 2020.....	55
Figura 12. Alteração espaço-temporal quanto ao uso e cobertura da terra em Cabrobó, PE, entre os anos de 2001 e 2020.	56
Figura 13. Alteração espaço-temporal quanto ao uso e cobertura da terra em Carnaubeira da Penha, PE, entre os anos de 2001 e 2020.....	58
Figura 14. Alteração espaço-temporal quanto ao uso e cobertura da terra em Floresta, PE, entre os anos de 2001 e 2020.....	59

Figura 15. Alteração espaço-temporal quanto ao uso e cobertura da terra em Itacuruba, PE, entre os anos de 2001 e 2020.....	60
--	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Lista das estações meteorológicas utilizadas no estudo.	29
Tabela 2. Parâmetros estatísticos empregados no estudo.....	33
Tabela 3. Classificação do estado da superfície a partir do VHI.	34
Tabela 4. Análise dos parâmetros estatísticos usados na validação espacial do CHIRPS.	40

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. MapBiomass – Classificação de uso e cobertura da terra.	37
---	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	–	Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico
AOD	–	<i>Aerosol Optical Depth</i>
CCMs	–	Complexos Convectivos de Mesoescala
CHIRPS	–	<i>Climate Hazards Center InfraRed Precipitation with Station data</i>
DOL	–	Distúrbios Ondulatórios de Leste
FEWS NET	–	<i>Famine Early Warning Systems Network</i>
GEE	–	<i>Google Earth Engine</i>
IAF	–	Índice de Área Foliar
IBGE	–	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	–	Instituto Nacional de Meteorologia
LIs	–	Linhas de Instabilidades
LUT	–	<i>Look-up Table</i>
MDE	–	Modelo Digital de Elevação
MODIS	–	<i>Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer</i>
NASA	–	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
NDC	–	Núcleo de Desertificação de Cabrobó
NDVI	–	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
NMM	–	Nível Médio do Mar
PDSI	–	<i>Palmer drought severity index</i>
RSNB	–	Região do Semiárido Nordeste Brasileiro
SAVI	–	<i>Soil Adjusted Vegetation Index</i>
SF	–	Sistemas Frontais
SIG	–	Sistema de Informação Geográfica
SPEI	–	<i>Standartized Precipitation Evapotranspiration Index</i>
SPI	–	<i>Standartized Precipitation Index</i>
SSE	–	<i>Sen's Slope Estimator</i>
SRTM	–	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
SUDENE	–	Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste
TCI	–	<i>Temperature Condition Index</i>
TMPA	–	<i>Tropical Rainfall Measuring Mission Multi-satellite Precipitation Analysis</i>
TRMM	–	<i>Tropical Rainfall Measuring Mission</i>
UNCCD	–	<i>United Nations Convention to Combat Desertification</i>

UTM	–	Universal Transversa de Mercator
VCAN	–	Vórtice Ciclônico de Alto Nível
VCI	–	<i>Vegetation Condition Index</i>
VHI	–	<i>Vegetation Health Index</i>
ZCIT	–	Zona de Convergência Intertropical

LISTA DE SÍMBOLOS

r	–	Coeficiente de Correlação de Pearson
EM	–	Erro Médio
Eff	–	Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe
BP	–	BIAS Percentual
RMSE	–	<i>Root Mean Squared Error</i>
P	–	Precipitação pluvial (mm)
ETp	–	Evapotranspiração potencial (mm)
T_s	–	Temperatura da superfície (K)
α	–	Albedo da superfície
α_{ws}	–	Componente do albedo de céu limpo
α_{bs}	–	Componente do albedo de céu escuro
$f(\theta_i)$	–	Fração da radiação difusa para um determinado ângulo zenital θ_i
Alt	–	Altitude do local (m)

Orientador: Prof. Dr. Pabrécio Marcos Oliveira Lopes

RESUMO

A mudança no uso e cobertura da terra é a principal causa de processos de degradação ambiental ao redor do mundo. Contudo, meios eficientes de detecção e monitoramento dessas alterações ambientais melhoram o entendimento de tal processo, principalmente no desenvolvimento de políticas mais eficazes de combate à degradação ambiental. O objetivo desse estudo foi avaliar as tendências espaço-temporais das mudanças ambientais ocorridas no Núcleo de Desertificação de Cabrobó (NDC), PE, (composto pelos municípios de Belém do São Francisco, Cabrobó, Carnaubeira da Penha, Floresta e Itacuruba) entre 2001 e 2020. Dados pluviométricos foram obtidos de estações meteorológicas pertencentes ao Instituto Nacional de Meteorologia e à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, sendo usados para validar os dados do produto CHIRPS em escala anual via indicadores estatísticos (Coeficiente de Correlação de Pearson, Erro Médio, Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe, BIAS Percentual e RMSE). Posteriormente, os dados do CHIRPS, os produtos do sensor MODIS relacionados ao NDVI (MOD13), temperatura de superfície (MOD11), albedo de superfície (MCD43) e evapotranspiração potencial - ETp (MOD16) e os dados do MapBiomass foram manipulados na plataforma digital *Google Earth Engine* (GEE) e no software QGIS (versão 3.10.9). Por meio de uma rotina de programação, foram realizados os cálculos do albedo de superfície e do *Vegetation Health Index* (VHI) e, após isto, foi feita uma avaliação de tendência espaço-temporal para todos os parâmetros biofísicos, via testes não-paramétricos Mann-Kendall (MK) e *Sen's Slope Estimator* (SSE). Além disso, foi executada uma análise das alterações de uso e cobertura da terra nos últimos 20 anos a partir do MapBiomass. Os resultados obtidos apontaram a eficácia do uso destes produtos orbitais para a análise ambiental a longo prazo, assim como destacaram os municípios de Belém do São Francisco, Cabrobó e Floresta com tendências significativas ao nível de 1% de probabilidade dos índices biofísicos (de decréscimo para a ETp, o NDVI e o VHI, e de acréscimo para o albedo e a temperatura de superfície) devido à maior alteração de uso e cobertura da terra, que culminou em uma perda de 285,3 km² (15,6%), 87,04 km² (5,25%) e 34,82 km² (0,95%) das suas respectivas áreas de cobertura vegetal nativas originais. Tal metodologia de mapeamento demonstrou ser eficaz para estudos ligados à discriminação de tendências espaço-temporais na região do Núcleo de Desertificação de Cabrobó, podendo assim, ser aplicada futuramente em outras áreas de Caatinga após às devidas adequações metodológicas.

PALAVRAS-CHAVE: Caatinga, CHIRPS, Mann-Kendall, MapBiomass, MODIS.

Advisor: Prof. DSc. Fabrício Marcos Oliveira Lopes

ABSTRACT

Land use and cover change is the leading cause of worldwide land degradation. However, efficient means of detecting and monitoring these environmental changes improve the understanding of this process, especially in developing more effective policies to combat land degradation. The objective of this study was to evaluate the spatio-temporal trends of environmental changes that occurred in the Desertification Nucleus of Cabrobó (DNC), PE, (comprised of the municipalities of Belém do São Francisco, Cabrobó, Carnaubeira da Penha, Floresta, and Itacuruba) between 2001 and 2020. We obtained rainfall data from weather stations belonging to the National Meteorology Institute and the National Water and Sanitation Agency, used to validate the CHIRPS product data on an annual scale via statistical indicators (Pearson correlation coefficient, mean error, Nash-Sutcliffe coefficient of efficiency, percent BIAS and RMSE). Subsequently, we manipulated CHIRPS data, MODIS sensor products related to NDVI (MOD13), surface temperature (MOD11), surface albedo (MCD43), and potential evapotranspiration - PET (MOD16) and MapBiomas data in the Google Earth Engine digital platform (GEE) and QGIS software (version 3.10.9). Using a programming routine, we performed surface albedo and Vegetation Health Index (VHI) calculations, and, after that, we executed a spatio-temporal trend assessment for all biophysical parameters via non-parametric Mann-Kendall (MK) and Sen's Slope Estimator (SSE) tests. In addition, we analyzed land use and land cover changes over the last 20 years using MapBiomas data. The results obtained showed the effectiveness of using these orbital products for long-term environmental analysis and highlighting the municipalities of Belém do São Francisco, Cabrobó, and Floresta. Such counties showed significant trends at the 1% probability level of the biophysical indices (from a decrease in PET, NDVI, and VHI and an increase in albedo and surface temperature) due to greater land use and land cover change, which culminated in a loss of 285.3 km² (15.6%), 87.04 km² (5.25%) and 34.82 km² (0.95%) of their respective original native vegetation cover areas. Such mapping methodology proved to be effective for studies related to the discrimination of spatio-temporal trends in the region of the Desertification Nucleus of Cabrobó, thus being able to be applied in the future in other areas of the Caatinga after the appropriate methodological adjustments.

KEYWORDS: Caatinga, CHIRPS, Mann-Kendall, MapBiomas, MODIS.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	16
2.	OBJETIVOS.....	19
2.1.	Geral	19
2.2.	Específicos	19
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1.	Caatinga e o Processo de Desertificação	20
3.2.	Sensoriamento Remoto Aplicado a Estudos Ambientais em Áreas Áridas e Semiáridas	21
3.3.	<i>Google Earth Engine</i> : Utilidade em Estudos Ambientais	25
4.	MATERIAL E MÉTODOS.....	26
4.1.	Área de Estudo	26
4.2.	Etapas Metodológicas do Estudo.....	27
4.2.1.	Conjunto de dados	28
4.2.1.1.	Dados meteorológicos	28
4.2.1.2.	CHIRPS (<i>Climate Hazards Center InfraRed Precipitation with Station data</i>)	29
4.2.1.3.	Sensor MODIS (<i>Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer</i>)	29
4.2.1.4.	SRTM (<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>)	31
4.2.1.5.	MAPBIOMAS – Mapas de uso e cobertura da terra.....	31
4.2.2.	Pré-processamento digital dos dados	31
4.2.3.	Análise estatística de validação dos dados do CHIRPS	32
4.2.4.	Cálculo do índice VHI	33
4.2.5.	Análise de tendência espaço-temporal	35
4.2.6.	Discriminação da degradação ambiental através da alteração de uso e cobertura da terra.....	36
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
5.1.	Validação Espaço-Temporal dos Dados CHIRPS.....	38
5.2.	Classificação Espaço-Temporal Média Através dos Dados Orbitais..	42
5.3.	Tendência Espaço-Temporal: Teste de Mann-Kendall e <i>Sen's Slope Estimator</i>	47
5.4.	Deteção e Avaliação das Mudanças Ambientais Ocorridas no NDC entre os anos de 2001 e 2020	50
5.4.1.	Análise em escala regional	50
5.4.2.	Análise em escala local.....	54
6.	CONCLUSÕES	62
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	64

1. INTRODUÇÃO

A superfície terrestre encontra-se em constante mudança devido à interação dos seres vivos com o meio ambiente em que habitam. Deste modo, a ação antrópica é um fator importante nas alterações ambientais, visto que, a mudança do uso e cobertura da terra é a principal causa da degradação ambiental em escala global (MARINHO et al., 2016; AYELE et al., 2018).

A desertificação é considerada o processo de degradação ambiental mais agravante em todo o mundo, principalmente, nas regiões áridas e semiáridas (SOARES et al., 2011; LAMCHIN et al., 2016; JOSEPH et al., 2018). Segundo O'dorico et al. (2013), a desertificação é um conjunto de alterações ambientais de difícil determinação devido à complexidade das suas fontes geradoras. Fato esse, que levou à UNCCD (*United Nations Convention to Combat Desertification*) a elaborar uma definição única sobre tal tema em 1994, descrevendo-a como “a degradação do solo ocorrida em regiões áridas, semiáridas e subúmidas secas, resultantes de vários fatores, como a variação climática e a ação antrópica” (UNCCD, 1994; VIEIRA et al., 2015; MARIANO et al., 2018).

Na região Nordeste de Brasil (NEB), o semiárido ocupa uma extensão territorial de aproximadamente 1.127.952,7 km², com uma rica biodiversidade endêmica pertencente aos biomas Caatinga (75,47%), Cerrado (17,78%) e Mata atlântica (6,75%) (SUDENE, 2017; ALVALÁ et al., 2019; IBGE, 2019; FERNANDES et al., 2020). Em contrapartida, especificamente à Caatinga, devido à exploração desordenada dos seus recursos naturais, tal bioma perdeu 37% da sua cobertura original (LEAL et al., 2005; ALVES et al., 2009; MENEZES et al., 2012; HOLANDA et al., 2015; MAPBIOMAS, 2021). E, aliada a estas alterações ambientais, têm-se ainda a influência gerada pelos sistemas meteorológicos que interferem decisivamente no clima dessa região do país.

O Dipolo do Atlântico (ou Gradiente Interhemisférico da Temperatura da superfície do Mar do Atlântico), os Distúrbios Ondulatórios de Leste (DOL), os Complexos Convectivos de Mesoescala (CCMs), as linhas de Instabilidades (LIs), os Sistemas Frontais (SF), o Vórtice Ciclônico de Alto Nível (VCAN), a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e as fases de El Niño e La Niña (oriundas do modo de variabilidade climática El Niño-Oscilação Sul – ENOS) são os principais agentes responsáveis por regular a frequência de ocorrência

de períodos chuvosos e secos, em escala sazonal e anual, na Região do Semiárido Nordestino Brasileiro (RSNB) (FERREIRA; MELLO, 2005; MEDEIROS et al., 2020; JARDIM et al., 2021; LUIZ-SILVA et al., 2021). A atuação combinada de tais sistemas meteorológicos, por diversas vezes, resulta em um agravamento da dificuldade no manejo da produção agrícola e aumento potencial das áreas propensas à degradação ambiental em épocas de escassez hídrica severa (MARENGO et al., 2017; MARENGO et al., 2018; ALVALÁ et al., 2019). Situação essa, que vem sendo intensificada cada vez mais pelas mudanças climáticas oriundas do Aquecimento Global, como foi observado por Marengo et al. (2018), em que um episódio de seca extrema (2012-2016) na RSNB afetou aproximadamente 33,4 milhões de pessoas e ocasionou um dano econômico de R\$ 140 bilhões de reais.

Por outro lado, a detecção e monitoramento em tempo hábil dessas mudanças ambientais podem propiciar o desenvolvimento de políticas públicas eficazes em relação ao manejo dos recursos naturais (AYELE et al., 2018). Nas últimas décadas têm sido desenvolvidos alguns meios eficientes de detecção e monitoramento do avanço espaço-temporal de ambientes áridos e semiáridos suscetíveis à degradação ambiental (XU et al., 2009; MA et al., 2011; MAO et al., 2018; SILVA et al., 2020a; SILVA et al., 2020c). Entre essas ferramentas, destaca-se a avaliação de séries temporais de dados orbitais, que podem auxiliar no reconhecimento de padrões e na detecção de mudanças associadas a ações antrópicas e naturais (KUPLICH et al., 2013). Como exemplo de produtos orbitais que cumprem os requisitos de periodicidade e tamanho de área imageada, têm-se os do sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), com destaque aos voltados a estudos dos ecossistemas terrestres (VERBESSELT et al., 2010; CUNHA et al., 2015). E, quanto à qualidade de resolução espacial, têm-se os satélites das séries Landsat e Sentinel (CUNHA et al., 2020; VERMEULEN; MUNCH & PALMER, 2021).

Desta forma, para estudos ambientais em escala local e regional, especificamente aqueles realizados por meio de composições multitemporais, uso conjunto de dados de múltiplos sensores orbitais possibilitam a realização de análises eficientes de mudanças ocorridas no uso e cobertura da terra, tanto a curto como a longo prazo (MARINHO et al., 2016; MARIANO et al., 2018; CUNHA et al., 2020). Por meio de índices de vegetação (como o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada – NDVI, o índice de Vegetação Ajustado

ao Solo – SAVI e o Índice de Área Foliar – IAF) e da utilização de parâmetros biofísicos como o albedo, a temperatura de superfície e a evapotranspiração potencial, estes mapeamentos tornam-se capazes de evidenciar variações sazonais, interanuais e de longo prazo de parâmetros estruturais, fenológicos e biofísicos da vegetação (HUETE et al., 2002; CORREIA et al., 2006; SILVA et al., 2019; RODRIGUES et al., 2020).

As séries temporais poderão, portanto, discriminar se essas mudanças ocorreram devido à sazonalidade climática ocasionada pela alteração no regime pluvial ou devido a alterações na cobertura vegetal (desmatamentos) ou, ainda, através do uso de queimadas (TOMASELLA et al., 2018). Para tanto, torna-se importante a avaliação da capacidade das séries temporais de prover informações suficientes à detecção das mudanças ambientais ocorridas em determinado local, a partir da variabilidade espectral da vegetação. De modo a prever se houve ou não alterações significativas no uso e cobertura da terra (BAYMA; SANO, 2015; MARIANO et al., 2018).

Contudo, devido à existência de múltiplas metodologias, relacionadas principalmente ao uso mútuo de índices biofísicos e dados orbitais, que avaliem essas alterações ambientais, não há um consenso ou metodologia única que avalie e correlacione a influência individual de cada parâmetro biofísico na progressão ou regressão do processo de desertificação (D'ODORICO et al., 2013; MARINHO et al., 2016). Visto que, mesmo que essas regiões de clima árido e semiárido apresentem características semelhantes, ainda assim, diferem-se entre si em escala local e regional (SCHULZ et al., 2017).

Por exemplo, de acordo com Soares et al. (2011) e Nascimento (2020), na RSNB existem quatro áreas distintas entre si que são consideradas como Núcleos de Desertificação (porções territoriais que apresentam alto nível de degradação ambiental), sendo elas os núcleos de: I) Gilbués – PI, II) Irauçuba – CE, III) Seridó – RN e IV) Cabrobó – PE. E, ainda são poucos os estudos científicos que relacionam os fatores e efeitos diversos ligados à evolução espaço-temporal do grau de degradação ambiental existente em cada uma dessas regiões especificamente (MARINHO et al., 2016).

Assim, baseado no exposto, a desertificação trata-se de um processo complexo, devido mutuamente à ação antrópica e às mudanças climáticas e, portanto, o monitoramento espaço-temporal deste processo de degradação ambiental em escala local e regional torna-se algo imprescindível.

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

Avaliar o uso de séries temporais produzido a partir de dados do CHIRPS, do sensor MODIS (albedo de superfície, NDVI, temperatura de superfície e evapotranspiração) e Landsat (MapBiomas) para a detecção de mudanças ambientais ocorridas no Núcleo de Desertificação de Cabrobó (NDC) – PE, pertencente ao bioma Caatinga, no período de 2001 a 2020.

2.2. Específicos

- Validar a acurácia espacial do CHIRPS quanto aos dados pluviométricos obtidos através de estações meteorológicas;
- Discutir a interação existente entre a variação da vegetação e a variação dos parâmetros biofísicos (precipitação pluvial, albedo de superfície, NDVI, temperatura de superfície e evapotranspiração potencial) em escala anual;
- Correlacionar as tendências espaço-temporais dos parâmetros biofísicos com o processo de degradação ambiental a partir de métodos não paramétricos desenvolvidos no *Google Earth Engine* (GEE) e em Sistema de Informações Geográficas (SIG);
- Analisar a tendência das mudanças no uso e cobertura da terra ocorridas no NDC entre os anos de 2001 e 2020 a partir do uso de dados do MapBiomas.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Caatinga e o Processo de Desertificação

A Caatinga é o tipo de ecossistema mais abundante na região do semiárido nordestino brasileiro. Com uma extensão total de aproximadamente 862.640 km² (IBGE, 2019), este bioma detém uma vasta biodiversidade composta por um número expressivo de espécimes faunísticos e florísticos encontrados unicamente nessa região (SILVA et al., 2017; FERNANDES et al., 2020). Em relação especificamente à vegetação, este bioma apresenta um conjunto de plantas herbáceas a arbóreas, com predominância de espécies florestais decíduas e xerófitas (MARINHO et al., 2016; SILVA et al., 2017; FERNANDES et al., 2020). Tais exemplares vegetais apresentam uma característica específica em comum: a Caducifólia. Esta habilidade permite que essas plantas consigam diminuir a sua taxa de evapotranspiração pela perda das folhas, visando preservar a pouca água existente no solo em épocas de escassez hídrica durante o ano. Pois, as áreas de Caatinga caracterizam-se, principalmente, por apresentar um regime pluvial irregular anual, com a maioria das chuvas concentradas apenas em quatro meses do ano (CUNHA et al., 2015; TOMASELLA et al., 2018; RODRIGUES et al., 2020).

Tal situação climática é devido, principalmente, ao Dipolo do Atlântico Tropical, à Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e aos eventos de El Niño e La Niña (correspondentes ao modo de variabilidade climática ENOS – El Niño-Oscilação Sul), que regulam a frequência de ocorrência de anos chuvosos e secos nessa região (MARENGO et al., 2018; ALVALÁ et al., 2019, REIS et al., 2020). Explicitamente quanto aos períodos de escassez hídrica, Marengo et al. (2018), baseando-se em pesquisas anteriores, avaliaram a existência dos períodos de seca ocorridos na região do semiárido nordestino brasileiro durante o intervalo temporal de 1583 a 2016 e, perceberam que os eventos de secas intensas estão se tornando cada vez mais frequentes nas últimas décadas.

O que pode ter propiciado o avanço extensivo das áreas de produção agrícola e agropecuária nessa região. Visto que, estas áreas são comumente criadas a partir do processo de conversão da vegetação nativa da Caatinga em áreas de agricultura de subsistência e pastagem para animais ruminantes

(gado, ovinos e caprinos), por meio de práticas como o desmatamento e as queimadas (LEAL et al., 2005; MARINHO et al., 2016; TOMASELLA et al., 2018). De forma que, uma vez perdida a sua capacidade produtiva momentânea, tais áreas são abandonadas e acabam se tornando mais suscetíveis ao agravamento do processo de degradação ambiental, através da maior exposição do solo a agentes externos como o tempo e o clima (ALTHOFF et al., 2016; MARINHO et al., 2016; ARAÚJO FILHO et al., 2018).

E, além disso, deve-se ainda levar em consideração que também ocorre na Caatinga a extração de forma desordenada da vegetação para a geração de lenha e carvão vegetal (TOMASELLA et al., 2018; GANEM et al., 2020). Tais fatos culminaram em uma diminuição expressiva deste bioma de, aproximadamente, 37% da sua cobertura vegetal original (TOMASELLA et al., 2018; GANEM et al., 2020; MAPBIOMAS, 2021).

Entre as consequências geradas pela diminuição da cobertura vegetal de ambientes áridos e semiáridos, como a Caatinga, destacam-se: a maior exposição do solo à erosão hídrica, diminuição da matéria orgânica presente no solo, diminuição da microbiota do solo, aumento da salinização do solo, diminuição do nível do lençol freático, entre outros (ARAÚJO et al., 2013; HOLANDA et al., 2015; OLIVEIRA; SELVA, 2019). Tais fatores de degradação ambiental proporcionam a evolução gradativa do nível de susceptibilidade à desertificação nesses ambientes (MARIANO et al., 2018; CUNHA et al., 2020).

Portanto, de acordo com Soares et al. (2011) e Nascimento et al. (2020), existem quatros áreas no semiárido nordestino brasileiro que se encontram em avançado nível de degradação ambiental devido, principalmente, a fatores antrópicos (núcleos de Gilbués, PI, Irauçuba, CE, Seridó, RN e de Cabrobó, PE) e que necessitam urgentemente de meios eficazes de monitoramento desse processo de degradação ambiental, antes que se torne algo irreversível.

3.2. Sensoriamento Remoto Aplicado a Estudos Ambientais em Áreas Áridas e Semiáridas

No âmbito de estudos relacionados à temática de degradação ambiental, o Sensoriamento Remoto atua como uma tecnologia muito útil, pois, por meio desta torna-se possível a extração de inúmeras informações

geoespaciais que possibilitam analisar as interações existentes entre diferentes tipos de alvos superficiais, como: a vegetação, o solo, corpos hídricos e a atmosfera (MAO et al., 2018; RODRIGUES et al., 2020; SILVA et al., 2020a; SILVA et al., 2020b; SILVA et al., 2020c).

Especificamente, através da avaliação de parâmetros biofísicos (tais quais albedo de superfície, índices de vegetação, temperatura de superfície, precipitação pluvial e evapotranspiração) originados a partir de dados de sensores orbitais como o MODIS (Satélites TERRA e AQUA) e o OLI (satélite Landsat 8), pode-se, por exemplo, entender a dinâmica espaço-temporal de processos de degradação ambiental como a desertificação (MAO et al., 2018).

O sensor MODIS é um instrumento óptico a bordo dos satélites TERRA (originalmente conhecido como EOS AM-1) e AQUA (originalmente conhecido como EOS PM-1). A órbita do satélite TERRA ao redor do Planeta é cronometrada de modo que este passe de norte a sul através da linha do equador pela manhã, enquanto o AQUA passa de sul a norte sobre o equador à tarde. Estes satélites estão visualizando toda a superfície da Terra a cada um a dois dias, adquirindo dados em 36 bandas do espectro eletromagnético da radiação solar (NASA, 2021).

Por outro lado, o MapBiomass trata-se de uma coleção anual de mapas de uso e cobertura da terra desenvolvido para o Brasil a partir de dados dos satélites da série Landsat (5, 7 e 8) com o intuito de contribuir, de forma facilitada, com estudos relacionados à dinâmica espaço-temporal das alterações ocorridas nos solos brasileiros (MAPBIOMASS, 2021). Atualmente, este produto está na coleção 6.0 que apresenta uma classificação com 34 tipos de uso e cobertura de terra com dados anuais de 1985 a 2020. E, por isso, este produto orbital torna-se um importante meio para o diagnóstico e compreensão das mudanças ambientais ocorridas no semiárido nordestino brasileiro.

O CHIRPS (*Climate Hazards Center InfraRed Precipitation with Station data*) consiste em uma base de dados diários de precipitação pluvial de 1981 até os dias atuais, que foram originados a partir de técnicas de interpolação de informações geradas pelo *Tropical Rainfall Measuring Mission Multi-satellite Precipitation Analysis Versão 7* (TMPA 3B42 – v7) e dados de estações meteorológicas, com cobertura quase global (50° S – 50° N) e uma resolução espacial de 0,05°. Tal projeto foi desenvolvido inicialmente para dar suporte à FEWS NET – *Famine Early Warning Systems Network* (FUNK et al., 2015).

Contudo, baseado em estudos recentes como os de Paredes-Trejo et al. (2017), Gao et al. (2018), Cunha et al. (2020), Ghozat et al. (2021) e Pandey et al. (2021), este produto orbital demonstrou uma alta eficácia no monitoramento da variabilidade hidrológica de regiões áridas e semiáridas, majoritariamente, em estudos relacionados à prevenção de secas agrícolas ou ligados à temática de degradação ambiental.

Em relação à região do semiárido nordestino brasileiro, especificamente, o CHIRPS apresentou uma alta correlação linear (variante entre 0,87 e 0,93) com dados de estações meteorológicas na escala mensal, demonstrando a sua boa aplicabilidade em estudos que denotam a influência da variação espaço-temporal da precipitação pluvial sobre a vegetação da Caatinga (PAREDES-TREJO et al., 2017; CUNHA et al., 2020).

Quanto a formas de detecção de degradação ambiental, Verstraete & Pinty (1996) e MA et al. (2011) afirmaram em seus estudos que o processo de degradação ambiental em regiões de clima árido e semiárido pode ser facilmente descrito através da forma de uma correlação linear (Figura 1), visto que, há uma interação negativa significativa entre o albedo de superfície e a vegetação: A superfície terrestre tende a apresentar maiores valores de refletividade da radiação solar à medida que o percentual de cobertura vegetal diminui.

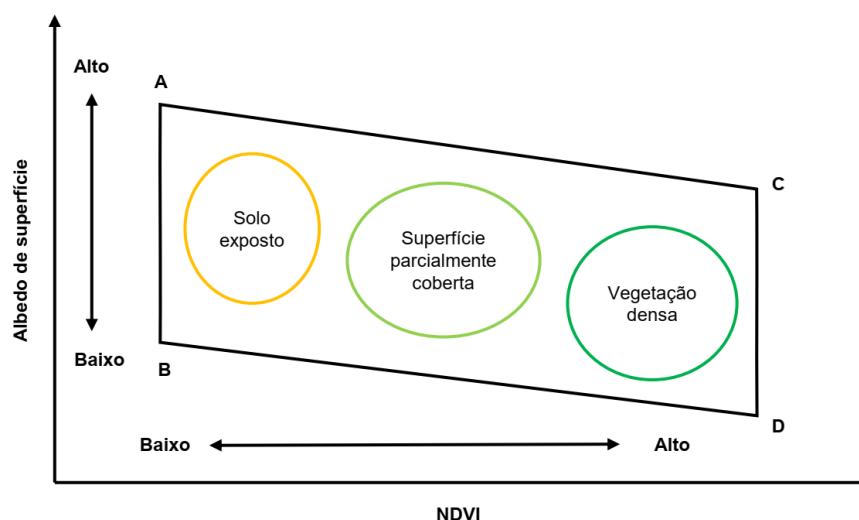


Figura 1. Correlação entre o Albedo de superfície e o NDVI.
Fonte: Adaptado de Ma et al. (2011).

Tal fato também foi comprovado por Xu et al. (2009), Lamchin et al. (2016), Lamqadem et al. (2018), Cunha et al. (2020) e Silva et al. (2020a) em

seus estudos que, ao utilizarem a combinação de dados do albedo de superfície e de índices de vegetação, conseguiram obter ótimos resultados na identificação e avaliação do grau de degradação ocorrido em ambientes áridos e semiáridos.

Cunha et al. (2015), Brito et al. (2018) e Silva et al. (2020b) demonstraram que, atrelando índices de vegetação a dados de temperatura da superfície, tem-se uma forma efetiva de avaliação e monitoramento espaço-temporal da variabilidade da vegetação da Caatinga em relação a longos períodos de seca. Visto que, o aumento da temperatura da superfície em escala interanual pode estar relacionado diretamente à diminuição da cobertura vegetal e como consequência, à progressão do processo de degradação ambiental (JOSEPH et al., 2018; SILVA et al., 2020b).

Estas áreas de solo exposto apresentam maior capacidade de absorção de calor, se comparadas às áreas com presença de cobertura vegetal, proporcionando maior evaporação da água e diminuição da taxa de evapotranspiração das plantas ainda presentes nessa região (CUNHA et al., 2015; BRITO et al., 2018; JOSEPH et al., 2018; SILVA et al., 2020b).

Neste âmbito, diversos índices de seca foram desenvolvidos ao longo das últimas décadas com o intuito de avaliar e monitorar os eventos de seca, levando-se em consideração parâmetros biofísicos como a precipitação pluvial e/ou a evapotranspiração, destacando-se entre estes o PDSI (*Palmer drought severity index*), o SPI (*Standartized Precipitation Index*) e o SPEI (*Standartized Precipitation Evapotranspiration Index*) (PALMER, 1965; MCKEE et al., 1993; VICENTE-SERRANO et al., 2010). Contudo, tais índices podem apresentar resultados limitados devido à escassa e mal distribuída base de dados meteorológicos de algumas regiões do mundo (CUNHA et al., 2015).

Todavia, o VHI (*Vegetation Health Index*), ao considerar a relação entre o NDVI e a temperatura de superfície em seus cálculos e apresentar a possibilidade de ser obtido por meio de dados de satélite, torna-se mais vantajoso do que os índices de seca baseados na precipitação pluvial. Pois, este consegue avaliar não só as anomalias pluviométricas, como também a resposta da vegetação ao estresse hídrico, ambos tanto espacialmente quanto ao longo do tempo (KOGAN, 1997; CUNHA et al., 2015; KOGAN; GUO, 2016; BRITO et al., 2018; MARENGO et al., 2020).

Desta forma, o VHI consegue discriminar melhor a variabilidade hidrológica de uma determinada região e, conseqüentemente, avaliar a sua influência espaço-temporal sobre a vegetação, tornando-se assim, um bom indicador da dinâmica de mudanças na vegetação de ambientes propensos à desertificação (BARBOSA; KUMAR, 2016; MARENGO et al., 2020).

Portanto, de modo geral, pode afirmar que atrelando-se múltiplos parâmetros biofísicos como o albedo de superfície, índices de vegetação e índices de seca gerados a partir de dados orbitais, pode-se ter uma metodologia eficiente de detecção e monitoramento espaço-temporal do grau de degradação ambiental em ambientes áridos e semiáridos, como a região do semiárido nordestino brasileiro (MARIANO et al., 2018; CUNHA et al., 2020).

3.3. *Google Earth Engine*: Utilidade em Estudos Ambientais

A plataforma digital *Google Earth Engine* (GEE) consiste em um catálogo de vários *petabytes* de imagens de satélite e conjuntos de dados geoespaciais com recursos de análise em escala planetária que possibilita aos cientistas, pesquisadores e desenvolvedores detectar mudanças, mapear tendências e quantificar diferenças na superfície da Terra de forma prática (GEE, 2021). O GEE pode ser acessado por meio da internet e pode ser controlado através de uma interface de programação de aplicativos (API) e um ambiente de desenvolvimento interativo virtual (IDE) que permite rápida plotagem e visualização de resultados (GORELICK et al., 2017).

Tal versatilidade operacional torna o GEE uma ferramenta bastante eficaz para o desenvolvimento de pesquisas relacionadas, principalmente, à dinâmica espaço-temporal de alterações ocorridas na superfície terrestre, através da detecção e mapeamento, por exemplo, de mudanças no uso e cobertura da terra (ZURQANI et al., 2018), de variação em parâmetros biofísicos (TABERNER et al., 2018) ou de ocorrências de queimadas (ARRUDA et al., 2021). Demonstrando assim, a sua boa aplicabilidade em diversos tipos de estudos relacionados à temática da degradação ambiental e seus efeitos ao longo do tempo em escala local, regional e global (HU et al., 2018; ANG et al., 2021).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de Estudo

A área de estudo é composta pelos municípios pernambucanos de Belém do São Francisco, Cabrobó, Carnaubeira da Penha, Floresta e Itacuruba. Devido ao histórico de intensa degradação ambiental causado pela produção agrícola itinerante, essa região é denominada de Núcleo de Desertificação de Cabrobó (NDC) (LUCENA et al., 2016; NASCIMENTO et al., 2020). Tal região caracteriza-se por apresentar o clima semiárido (BSH) de acordo com a classificação de *Köppen-Geiger*, com índices pluviométricos médios anuais entre 400 mm e 700 mm (com a maioria das chuvas ocorrentes somente entre os meses de novembro a abril), alta evapotranspiração potencial (ETp) entre 1500 mm/ano a 2000 mm/ano e uma variação térmica de 24°C a 28°C ao longo do ano, aproximadamente (SCHULZ et al., 2016; ARAÚJO FILHO et al., 2018; BECK et al., 2018; NASCIMENTO et al., 2020).

Quanto à vegetação, esta região apresenta uma alta heterogeneidade florística inserida principalmente em formações florestais, savânicas e campestres, com exemplares que variam desde espécies arbustivas a espécies arbóreas, característica intrínseca ao bioma Caatinga (IBGE, 2012; MAPBIOMAS, 2021). Em relação aos solos, há a presença majoritária do tipo Luvisolo Crômico Órtico (SANTOS et al., 2018; IBGE, 2019). O relevo da região é predominantemente suave ondulado, com altitudes variáveis entre 299 a 1074 m (MASCARENHAS et al., 2005; NASCIMENTO, 2020).

A economia desta região está baseada na agricultura irrigada às margens do Rio São Francisco (principalmente melão, melancia, tomate, cebola e arroz), na piscicultura e na caprinocultura. Sendo Cabrobó o maior produtor de arroz do Estado (60% da produção estadual) e um grande produtor de cebola (17% da produção de Pernambuco) e os municípios de Carnaubeira da Penha, Belém do São Francisco, Itacuruba e Floresta (conjuntamente com os municípios de Petrolândia, Tacaratú e Jatobá) responsáveis por 33% da criação de caprinos do estado de Pernambuco (SEMAS-PE, 2020).

Na Figura 2, encontra-se a área de estudo que está situada entre as coordenadas 8°15' a 9°0' de Latitude Sul e 38°0' a 39°30' Longitude Oeste, com uma extensão territorial de aproximadamente 8.568,3 km².

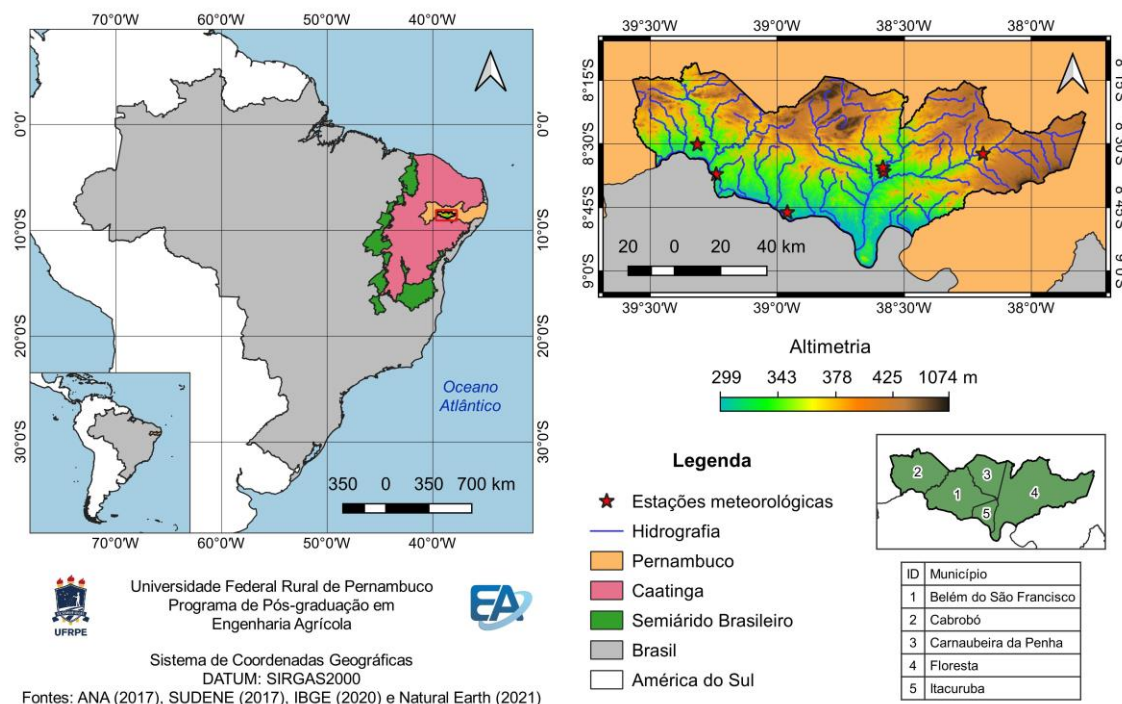


Figura 2. Localização da área de estudo – Núcleo de Desertificação de Cabrobó.

Fonte: Próprio autor.

4.2. Etapas Metodológicas do Estudo

Todo o processamento digital dos dados foi executado na plataforma digital GEE e nos softwares QGIS (versão 3.10.9) e Microsoft Excel 2016, sendo as etapas realizadas da seguinte forma: I) Pré-processamento digital dos dados; II) análise estatística de validação dos dados do CHIRPS; III) execução dos cálculos referentes aos índices albedo, VCI, TCI e VHI; IV) análise de tendência espaço-temporal da interação entre os parâmetros biofísicos analisados com o processo de degradação ambiental em escala anual e V) avaliação das alterações do uso e cobertura da terra ocorridas entre os anos de 2001 e 2020. Na Figura 3, está representado o fluxograma da metodologia adotada.

Tabela 1. Lista das estações meteorológicas utilizadas no estudo.

Código	Município	Órgão Responsável	Lat. (°)	Long. (°)	Altitude (m)	Percentual de Falhas (%)
838004	Belém do São Francisco	ANA	-8,77°	-38,96°	309	1,25
839031	Belém do São Francisco	ANA	-8,62°	-39,24°	329	0,83
A329	Cabrobó	INMET	-8,50°	-39,31°	335	4,17
A351	Floresta	INMET	-8,59°	-38,58°	330	6,25
838000	Floresta	ANA	-8,54°	-38,19°	369	0,42
838021	Floresta	ANA	-8,61°	-38,58°	316	0,83

Onde: Lat. – Latitude; Long. – Longitude.

Fonte: Próprio autor.

4.2.1.2. CHIRPS (*Climate Hazards Center InfraRed Precipitation with Station data*)

O CHIRPS consiste em um conjunto de dados diários de precipitação pluvial de 1981 até os dias atuais, quase global (50° S – 50° N) e com uma resolução espacial de 0,05° (FUNK et al., 2015). Baseado no produto CHIRPS, foi extraída uma série temporal de 20 anos (2001 – 2020), sendo elaborada e processada dentro da plataforma digital GEE – *Code Editor* (<https://code.earthengine.google.com/>).

Os dados do CHIRPS foram usados no estudo para avaliar a variabilidade espaço-temporal da chuva na área de estudo.

4.2.1.3. Sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*)

A partir da plataforma digital GEE foram adquiridas e manipuladas séries de dados anuais referentes aos anos de 2001 a 2020 e relacionadas à representação espacial da área de estudo (cenas h13v9 e h14v9), dos seguintes produtos orbitais obtidos do sensor MODIS:

- MOD11A1 e MYD11A1: ambos os produtos consistem em dados diários de temperatura da superfície detectados pelas plataformas orbitais TERRA e AQUA, respectivamente (WAN, 2013). Estes produtos

apresentam resolução espacial de 1000 m e foram utilizados na obtenção dos *Temperature Condition Index* (TCI) e *Vegetation Health Index* (VHI), baseando-se nas metodologias de Kogan & Guo (2016) e Brito et al. (2018). Foi aplicado um fator de 0,02 para obter os valores dos dados em Kelvin (K);

- MOD13A1 e MYD13A1: ambos os produtos consistem em uma composição média mensal de duas imagens de 16 dias com resolução espacial de 500 m oriundos das plataformas orbitais TERRA e AQUA, respectivamente. As quais foram utilizadas para os cálculos do índice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) médio em escala mensal e do *Vegetation Condition Index* (VCI). Contudo, foi aplicado um fator de escala de 0,0001 para a conversão dos dados brutos para a faixa de valores de -1 a 1 (DIDAN et al., 2015);
- MOD16A2: apresenta os dados de ETp entre outros, com resoluções espacial e temporal de 500 m e oito dias, respectivamente (RUNNING et al., 2019). Este produto foi escolhido baseado na validação espaço-temporal encontrada na literatura, quanto ao cálculo da ETp em diversos estudos anteriores (MU et al., 2007; JUNG et al., 2010; MU et al., 2013; RUHOFF et al., 2013; CHEN et al., 2014; JOVANOVIĆ et al., 2015);
- MCD43A3: refere-se a uma composição de 16 dias do cálculo do albedo de superfície, com resolução espacial de 500 m e foi utilizado na detecção do grau de degradação ambiental para a área de estudo (WANG et al., 2018). A fórmula utilizada para o cálculo do albedo está representada na Eq. (1), como sugerida por Lewis & Barnsley (1994):

$$\alpha = f(\theta_i)\alpha_{ws} + \alpha_{bs}[1 - f(\theta_i)] \quad (1)$$

Em que:

α – Albedo de superfície;

α_{ws} – Componente do albedo de céu limpo;

α_{bs} – Componente do albedo de céu escuro;

$f(\theta_i)$ – Fração da radiação difusa para um determinado ângulo zenital θ_i , a qual foi obtida através do produto MCD19A2 (especificamente, os subprodutos orbitais relacionados ao cosseno do ângulo zenital solar e à

AOD (*Aerosol Optical Depth*) em 550 nm) e uma Look-up Table (LUT) que foi desenvolvida de acordo com a metodologia proposta por Lucht et al. (2000), Schaaf et al. (2002), Román et al. (2010) e Wang et al. (2015).

4.2.1.4. SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*)

A fim de checar a influência da altitude no processo de degradação ambiental na área de estudo, foi extraído da base de dados da NASA (*National Aeronautics and Space Administration*), presente dentro do GEE, um modelo digital de elevação (MDE) pertencente ao sensor orbital SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), que disponibiliza dados de altitude para todo o globo terrestre com resolução espacial de 30 m (FARR et al., 2007).

4.2.1.5. MAPBIOMAS – Mapas de uso e cobertura da terra

Foram utilizados mapas temáticos de uso e cobertura da terra a partir do produto MapBiomass, referentes à área de estudo no intervalo de 2001 a 2020, com o intuito de utilizá-los como dados de referência para analisar as mudanças ambientais ocorridas nesse intervalo de tempo. Através deste produto orbital, foi possível realizar a detecção das áreas que se tornaram suscetíveis ao avanço do processo de degradação ambiental de acordo com a alteração do uso e cobertura da terra (MARIANO et al., 2018; MAPBIOMAS, 2021).

4.2.2. Pré-processamento digital dos dados

Nesta etapa foi realizada a homogeneização dos múltiplos dados orbitais que foram avaliados neste estudo, visto que, estes diferem entre si quanto à resolução espacial e esta foi uma maneira de minimizar os possíveis erros de processamento gerados durante a execução desta metodologia. Através da plataforma GEE, os produtos CHIRPS, MOD11A1 e MYD11A1 foram redimensionados para a escala de 500 m para coincidirem espacialmente com os produtos MOD13A1, MYD13A1, MOD16A2 e MCD43A3.

Posteriormente, foi executada uma operação de média aritmética, através do comando (.mean) presente dentro do GEE, aos produtos relacionados à temperatura da superfície (MOD11A1 e MYD11A1) e ao NDVI (MOD13A1 e MYD13A1), almejando a obtenção de um produto único relacionado a cada parâmetro biofísico. Foi realizada também a reprojeção de todos os dados orbitais empregados neste estudo para o DATUM SIRGAS2000 e o sistema de coordenadas UTM – Zona 24 S.

4.2.3. Análise estatística de validação dos dados do CHIRPS

Para a checagem da eficácia espacial da precipitação pluvial, os dados do CHIRPS foram validados perante os dados das estações meteorológicas presentes na área de estudo, utilizando-se para isso, os parâmetros estatísticos Coeficiente de Correlação de Pearson (r), Erro Médio (EM , mm), Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (Eff), BIAS Percentual (BP , %) e Raiz Quadrada do Erro Médio ($RMSE$, mm), como proposto por Deo & Sahin (2015), Paredes-Trejo et al. (2017), Bai et al. (2020) e Ghizat et al. (2021).

O coeficiente r foi usado para avaliar a relação de linearidade entre os dados do CHIRPS e os dados das estações meteorológicas e varia entre -1 e 1, com correlação perfeita quando alcança o valor 1 (PAREDES-TREJO et al., 2017; USMAN et al., 2018; ATIAH et al., 2020). A partir do Erro Médio, estimou-se a diferença média existente entre os dados do CHIRPS e da estação meteorológica, indicando superestimação (em caso de valores positivos) e subestimação (em caso de valores negativos) dos dados de precipitação (USMAN et al., 2018; NAWAZ et al., 2021).

O Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe foi utilizado para analisar a acurácia dos dados estimados, variando de menos infinito a 1, tendo qualidade perfeita quando este é igual a 1 (PAREDES-TREJO et al., 2017; ATIAH et al., 2020). O BIAS Percentual foi empregado na estimação percentual de erro médio existente entre os dados estimados e os dados observados em campo, tendo a correlação perfeita quando alcança o valor de zero, subestimação quando alcança valores negativos e superestimação quando são positivos (PAREDES-TREJO et al., 2017; LIU et al., 2020). O RMSE foi usado para representar o desvio-padrão da diferença entre as estimativas de precipitação pluvial do CHIRPS e as medições das estações meteorológicas.

Um valor mais alto de RMSE indica grande diferença entre o produto orbital e os dados das estações meteorológicas, e um valor nulo indica que não há diferenças entre tais medições comparadas (USMAN et al., 2018; LIU et al., 2020; ATIAH et al., 2020; NAWAZ et al., 2021).

As fórmulas destes parâmetros estatísticos estão representadas na Tabela 2.

Tabela 2. Parâmetros estatísticos empregados no estudo.

Nome	Fórmula	Faixa de variação dos valores
Coeficiente de Correlação de Pearson	$r = \frac{\sum(E - \bar{E})(C - \bar{C})}{\sqrt{\sum(E - \bar{E})^2 \sum(C - \bar{C})^2}}$	-1 a 1
Erro Médio	$EM = \frac{\sum(C - E)}{N}$	$-\infty$ a $+\infty$
Coeficiente de Eficiência Nash-Sutcliffe	$Eff = 1 - \frac{\sum(C - E)^2}{\sum(E - \bar{E})^2}$	$-\infty$ a 1
BIAS Percentual	$BP = 100 \times \frac{\sum(C - E)}{\sum E}$	-100% a +100%
RMSE	$RMSE = \sqrt{\frac{\sum(C - E)^2}{N}}$	0 a $+\infty$

Em que: E – Dados das estações meteorológicas; C – Dados do CHIRPS; N – Número total dos pontos amostrais.

Fonte: Próprio autor.

4.2.4. Cálculo do índice VHI

O VHI foi criado por Kogan et al. (1997) e foi proposto com o intuito de ter um indicador de seca que considerasse a influência espaço-temporal da temperatura da superfície sobre a umidade da vegetação. Este índice é gerado a partir de dois outros índices, o VCI (*Vegetation Condition Index*) (Eq. 2) e o TCI (*Temperature Condition Index*) (Eq. 3), e foi escolhido para ser utilizado neste estudo devido a sua boa aplicabilidade em estudos relacionados à detecção de secas agrícolas e meteorológicas (KOGAN, 1997; KOGAN, 2002; KOGAN et al., 2012; KOGAN; GUO, 2016, BRITO et al., 2018). O VHI foi obtido a partir dos produtos MODIS relacionados ao NDVI (MOD13) e à temperatura de superfície (MOD11), através da Eq. (4), como proposto por Kogan et al. (1997).

$$VCI = \frac{NDVI_i - NDVI_{\min}}{NDVI_{\max} - NDVI_{\min}} \times 100 \quad (2)$$

$$TCI = \frac{Ts_{\max} - Ts_i}{Ts_{\max} - Ts_{\min}} \times 100 \quad (3)$$

$$VHI = 0.5 \times VCI + 0.5 \times TCI \quad (4)$$

Em que:

$NDVI_i$ e Ts_i – São o NDVI médio e a temperatura média da superfície do solo para o ano i , respectivamente.

De posse das estimativas do VHI, utilizou-se a Tabela 3 para efetuar a classificação do estado da superfície de acordo com os critérios sugeridos por Kogan et al. (1997) e Brito et al. (2018).

Tabela 3. Classificação do estado da superfície a partir do VHI.

Categoria	VHI
Seca extrema	$VHI \leq 10$
Seca severa	$10 < VHI \leq 20$
Seca moderada	$20 < VHI \leq 30$
Normal	$30 < VHI \leq 40$
Moderadamente úmida	$40 < VHI \leq 50$
Altamente úmida	$50 < VHI \leq 60$
Extremamente úmida	$VHI > 60$

Fonte: Adaptado de Kogan (2002) e Brito et al. (2018).

O VHI foi empregado nesse estudo com o intuito de discriminar a variabilidade espaço-temporal da umidade da superfície (causada pela precipitação pluvial) e da temperatura de superfície sobre o estado da vegetação da Caatinga, correlacionando-os ao processo de alterações ambientais ocorrido entre os anos de 2001 e 2020. Foi necessário também aplicar uma camada de máscara de água para que esta fosse removida e, assim, não influenciasse negativamente nos resultados (LAMQADEM et al., 2018).

4.2.5. Análise de tendência espaço-temporal

Para avaliar a tendência espaço-temporal da variação dos parâmetros biofísicos na área de estudo ao longo destes 20 anos (2001 - 2020), foi aplicado o teste de Mann-Kendall (MK) aos dados anuais de precipitação pluvial (P), evapotranspiração potencial (ETp), albedo de superfície (α), NDVI, temperatura de superfície (Ts) e VHI. Pois, o teste MK consiste em um método estatístico não-paramétrico baseado em ranques de classificação, que demonstrou ser adequado para a detecção da magnitude e significância de tendências não-lineares, como os eventos hidrometeorológicos (MAN, 1945; KENDALL, 1975; ZHANG et al., 2009; YU et al., 2014; LI et al., 2015; REIS et al., 2020; PANDEY et al., 2021).

Segundo YU et al. (2014), o método MK assume que séries temporais são $X_1, X_2, X_3, X_4, \dots, X_N$, onde a série temporal original de valores é aleatória e independente, N é dito como o total acumulado de amostras $x_j > x_i$ ($1 \leq i \leq j$) e assim, este teste pode ser expresso através da Eq. (5):

$$S = \sum_{i=1}^{N-1} \sum_{j=i+1}^N \text{sgn}(x_j - x_i) \text{ em que, } \text{sgn}(x_j - x_i) = \begin{cases} +1 & x_j > x_i \\ 0 & x_j = x_i \\ -1 & x_j < x_i \end{cases} \quad (5)$$

De acordo com Hamed (2008), Zhang et al. (2009) e Pandey et al. (2021), os valores de S tornam-se normalmente distribuídos aproximadamente quando $N \geq 8$ e, portanto, com média e variância descritos a partir das Eqs. (6) e (7), respectivamente:

$$M(S) = 0 \quad (6)$$

$$Var(S) = \frac{N(N-1)(2N+5) - \sum_{i=1}^N t_i(t_i-1)(2t_i+5)}{18} \quad (7)$$

Em que:

t_i – É o número de observações com empates dentro do grupo de amostras i.

Os valores padronizados do teste estatístico (Z) foram calculados a partir da Eq. (8):

$$Z = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{\text{Var}(S)}} & S > 0 \\ 0 & S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{\text{Var}(S)}} & S < 0 \end{cases} \quad (8)$$

Levando-se em consideração que os valores de Z apresentam distribuição normal, haverá tendência de decaimento do parâmetro biofísico analisado quando esses valores foram negativos, e tendência de aumento deste, em caso contrário (YU et al., 2014; LI et al., 2015; PANDEY et al., 2021). Neste estudo, considerou-se o nível de significância de cada tendência encontrada de acordo com os seus respectivos valores do módulo de Z: Se $|Z| > 1,96$ ou $|Z| > 2,57$, indicamos que há um alto grau de significância da tendência temporal em questão (ao nível de 5% ou 1% de probabilidade, consecutivamente), como proposto por Zhang et al. (2009), Li et al. (2015) e Pandey et al. (2021).

Para quantificar a amplitude das tendências espaço-temporais das variáveis biofísicas avaliadas nesse estudo, foi usado o teste não-paramétrico *Sen's Slope Estimator* (SSE), que avalia a magnitude de tendências não-lineares em amostras de N pares de dados, de acordo com a Eq. 9:

$$Q_i = \frac{x_j - x_k}{j - k} \quad \text{para } i = 1, 2, 3, 4 \dots N \quad (9)$$

Onde x_j e x_k são os valores da série temporal no tempo j e k ($j > k$), respectivamente. A mediana desses N valores de Q_i representa o *Sen's Slope Estimator*. Os valores positivo e negativo dessa inclinação indicam, consecutivamente, tendências ascendentes e descendentes, ambas com magnitude mensurável (GOCIC & TRAJKOVIC, 2013; PANDEY et al., 2021).

4.2.6. Discriminação da degradação ambiental através da alteração de uso e cobertura da terra

Esta etapa consistiu na descrição da variabilidade espaço-temporal das mudanças ambientais ocorridas no Núcleo de Desertificação de Cabrobó

(NDC) entre os anos 2001 e 2020. Foram realizadas análises em duas abordagens: uma considerando área total do NDC e outra, destacando cada município isoladamente, como proposto por Tomasella et al. (2018) e Silva et al. (2020b). Almejou-se, desta forma, detectar a influência exercida por estas alterações sobre a vegetação nativa da Caatinga em escala local e regional. Tornando-se possível assim, a compreensão do processo de degradação ambiental ocorrido na área de estudo durante estes 20 anos (MARIANO et al., 2018; SILVA et al., 2020a). Para tanto, a classificação de uso e cobertura da terra disponibilizada pelo projeto MapBiomas foi utilizada, a qual detém um conjunto de 34 classes que estão representadas no Quadro 1.

Quadro 1. MapBiomas – Classificação de uso e cobertura da terra.

COLEÇÃO 6	ID	COR
1. Floresta	1	
1.1. Formação florestal	3	
1.2. Formação savânica	4	
1.3. Mangue	5	
1.4. Restinga Arborizada (beta)	49	
2. Formação Natural não Florestal	10	
2.1. Campo Alagado e Área Pantanosa	11	
2.2. Formação campestre	12	
2.3. Apicum	32	
2.4. Afloramento rochoso	29	
2.5. Outras Formações não Florestais	13	
3. Agropecuária	14	
3.1. Pastagem	15	
3.2. Agricultura	18	
3.2.1. Lavoura temporária	19	
3.2.1.1. Soja	39	
3.2.1.2. Cana	20	
3.2.1.3. Arroz (beta)	40	
3.2.1.4. Outras lavouras temporárias	41	
3.2.2. Lavoura perene	36	
3.2.2.1. Café (beta)	46	
3.2.2.2. Citrus (beta)	47	
3.2.2.3. Outras lavouras perenes	48	
3.3. Silvicultura	9	
3.4 Mosaico de Agricultura e Pastagem	21	
4. Área não vegetada	22	
4.1. Praia, Duna e Areal	23	
4.2. Área urbanizada	24	
4.3. Mineração	30	
4.4. Outras áreas não vegetadas	25	
5. Corpo d'água	26	
5.1. Rio, lago e oceano	33	
5.2. Aquicultura	31	
6. Não observado	27	

Fonte: <https://mapbiomas.org/codigos-de-legenda>.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Validação Espaço-Temporal dos Dados CHIRPS

Os dados das estações meteorológicas foram usados na acurácia espaço-temporal do CHIRPS, utilizando-os como dados pluviométricos referentes à região do NDC. Os valores dos parâmetros estatísticos empregados nessa validação, encontram-se representados simultaneamente na Figura 4 e na Tabela 4. Os valores de coeficiente de correlação de Pearson (r) demonstraram, de modo geral, uma boa correlação existente entre os dados observados e os do CHIRPS, com $r > 0,70$ em média. Tais resultados corroboram com os encontrados por Torres-Batló & Martí-Cardona (2020) e NAWAZ et al. (2021) ao analisarem, respectivamente, as regiões do Altiplano Andino e do Paquistão na escala anual. Paredes-Trejo et al. (2017) determinaram uma boa correlação, em escala mensal, entre 0,87 e 0,93 para as regiões do bioma Caatinga analisadas no seu estudo. Portanto, o CHIRPS apresenta uma boa correlação para a detecção de chuvas, tanto em escala mensal como anual, visto que correlações semelhantes foram encontradas em outras regiões do mundo (KATSANOS et al., 2016; PRAKASH, 2019).

Por outro lado, a altitude do local influenciou no resultado das correlações, visto que, as estações de Cabrobó e Belém do São Francisco (Figuras 4B e 4C, respectivamente) obtiveram os menores valores de r (0,71 e 0,76, consecutivamente), devido ao efeito da altitude ser superior a 300 m acima do Nível Médio do Mar (NMM). Toté et al. (2015) e Paredes-Trejo et al. (2017) afirmaram em seus estudos que tal situação se deve ao fato de que um dos satélites que são utilizados na geração dos dados do CHIRPS, o TRMM (*Tropical Rainfall Measuring Mission*), apresenta pouca eficácia de detecção das chuvas orográficas ocorridas em regiões superiores a 200 m de altitude, como, nestes casos, os municípios pertencentes à bacia do rio São Francisco e aos de Moçambique, respectivamente.

Todavia, tal decréscimo da acurácia em função da elevação do local não ocorreu no município de Floresta, que apresentou correlação variante entre 0,80 e 0,97 (Figuras 4D, 4E e 4F), tornando-se o município com maior acurácia espacial para com os dados do CHIRPS entre os demais avaliados no estudo. Demonstrando assim, que a acurácia espaço-temporal do CHIRPS também é

dependente do número de estações existentes no local (FUNK et al., 2015; PAREDES-TREJO et al., 2017).

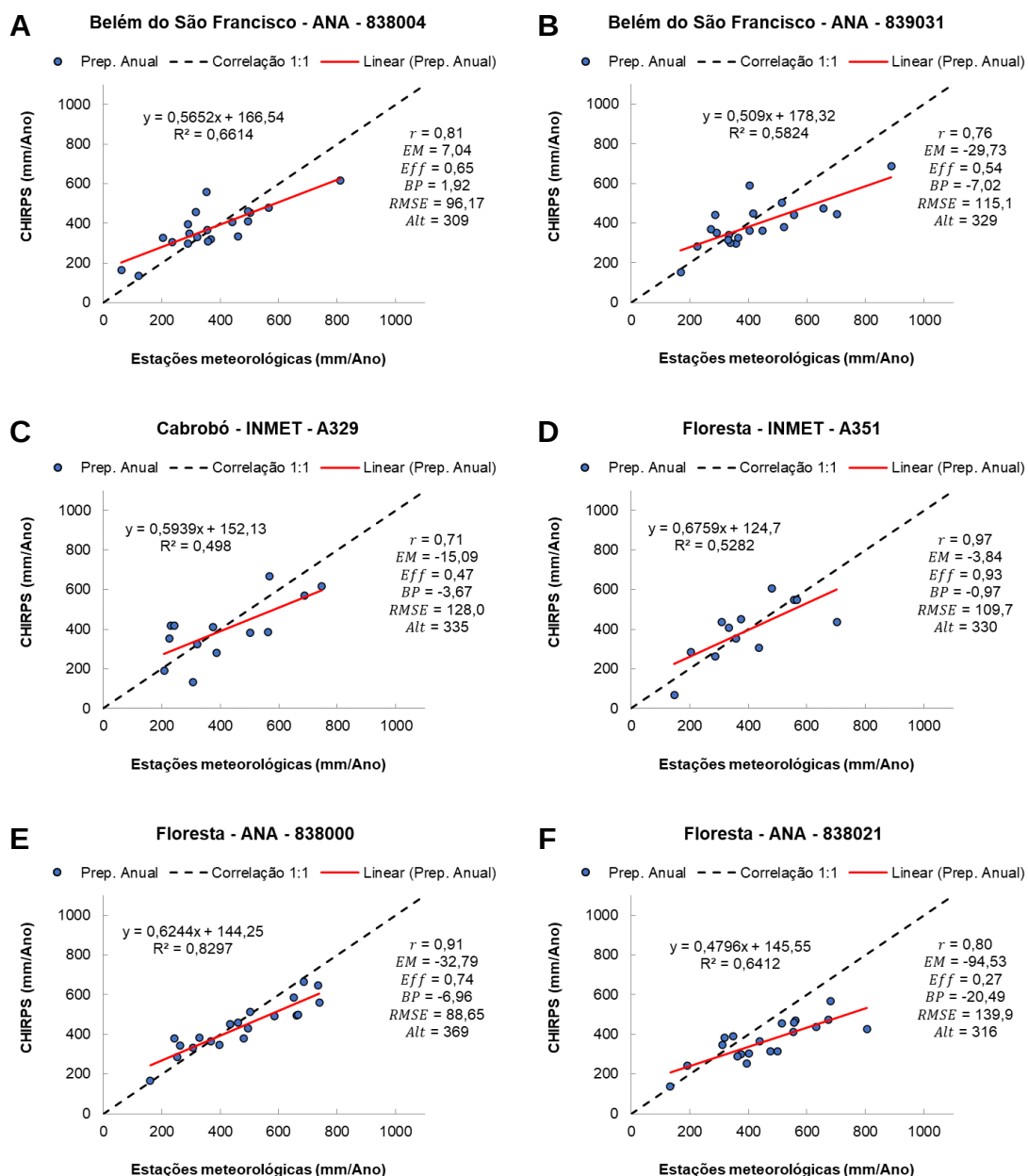


Figura 4. Representação gráfica da variação dos dados CHIRPS de acordo com cada estação meteorológica.

Em relação ao erro médio (EM), o CHIRPS subestimou os valores de chuva, entre -3,84 a -94,53 mm/ano, exceto a estação de Belém do São Francisco (código 838004), como expressa a Tabela 4. Tal estação apresentou um acréscimo médio de 7,04 mm aos dados anuais de chuva, reforçando que o fator altitude influencia decisivamente na acurácia espacial do CHIRPS, pois,

esta estação detém a menor altitude de operação entre as demais, sendo igual a 309 m (TOTÉ et al., 2015; PAREDES-TREJO et al., 2017, TAN et al., 2020).

Tabela 4. Análise dos parâmetros estatísticos usados na validação espacial do CHIRPS.

Código da estação	<i>r</i>	<i>EM</i> (mm/ano)	<i>Eff</i>	<i>BP</i> (%)	<i>RMSE</i> (mm/ano)	Altitude (m)
838004	0,81	7,04	0,65	1,92	96,17	309
839031	0,76	-29,73	0,54	-7,02	115,14	329
A329	0,71	-15,09	0,47	-3,67	128,01	335
A351	0,97	-3,84	0,93	-0,97	109,69	330
838000	0,91	-32,79	0,74	-6,96	88,65	369
838021	0,80	-94,53	0,27	-20,49	139,97	316

Em que: *r* – Coeficiente de Correlação de Pearson; *EM* – Erro médio; *Eff* – Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe; *BP* – Biais Percentual; *RMSE* -- Raiz Quadrada do Erro Médio.

Os valores do Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe (*Eff*) variaram entre 0,27 e 0,93, dando-se destaque mais uma vez ao município de Floresta, o qual deteve mutuamente os valores extremos de eficiência espaço-temporal (Tabela 4). Essa faixa de variação indica que o CHIRPS acaba tendo uma variação acentuada de detecção de acordo com as alterações ambientais ocorridas na região mapeada (PAREDES-TREJO et al., 2017; TAN et al., 2020). Isso influencia diretamente na sua utilização em ambientes que estão propensos a mudanças ambientais abruptas como as regiões de clima árido e semiárido, como também evidenciado por Paredes-Trejo et al. (2017).

Em relação ao BIAS Percentual (*BP*), foi observado o mesmo comportamento do erro médio, porém, os valores variaram entre -20,49% e 1,92%, estando este valor positivo ligado à estação meteorológica de menor elevação em relação ao nível médio do mar (a estação de código 838004, pertencente a cidade de Belém do São Francisco). Tal faixa de variação, inferior a $\pm 30\%$, indicou a boa performance do CHIRPS em detectar a precipitação espacialmente (SHRESTHA et al., 2017; TORRES-BATLLÓ; MARTÍ-CARDONA, 2020).

O desvio-padrão dos dados de precipitação obtidos pelo CHIRPS variaram entre 88,65 mm/ano e 139,97 mm/ano, demonstrando que os dados orbitais diferiram dos dados das estações meteorológicas em no máximo 139,97 mm/ano, de acordo com o *RMSE* (Tabela 4). Resultados análogos foram encontrados por Babaousmail et al. (2019) e Nawaz et al. (2021), onde

os dados do CHIRPS alcançaram faixas de variação de 18,62 mm/ano a 157,06 mm/ano e de 109,5 mm/ano a 219 mm/ano, para regiões de clima árido e semiárido da Argélia e do Paquistão, respectivamente.

Portanto, pôde-se afirmar que o CHIRPS apresentou uma boa correlação com dados medidos em campo através das estações meteorológicas. Porém, a sua utilização em escala local está atrelada à variação altimétrica da área analisada e ao histórico de mudanças ambientais ocorridas nessas áreas (PAREDES-TREJO et al., 2017). Em contrapartida, ao analisar os dados utilizados no processo de validação espacial de forma conjunta pôde-se notar que o CHIRPS apresentou valores médios de r , EM , Eff , BP e $RMSE$ de 0,83, -28,16 mm/ano, 0,60, -6,19% e 112,94 mm/ano, respectivamente (Figura 5).

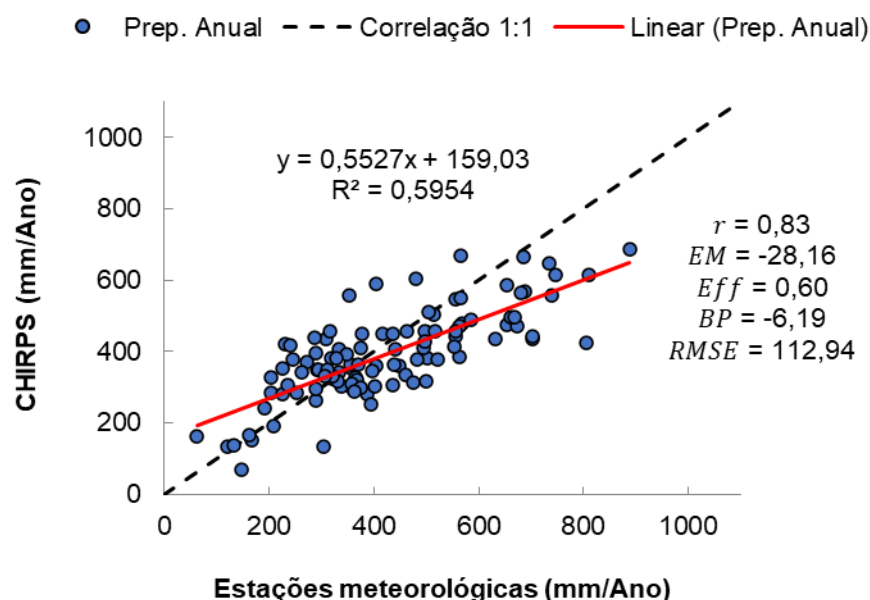


Figura 5. Correlação média anual entre os dados do CHIRPS e os dados das estações meteorológicas utilizadas no estudo.

De acordo com tal Figura, estes resultados demonstram a boa aplicabilidade do CHIRPS para estudos ambientais em escala anual e regional, independentemente do tipo de bioma existente, visto que, resultados semelhantes a esses foram encontrados por Torres-Batló & Martí-Cardona (2020) e Tan et al. (2020) em seus estudos realizados nas regiões do Altiplano Andino e do Planalto Tibetano, respectivamente.

5.2. Classificação Espaço-Temporal Média Através dos Dados Orbitais

Através da rotina de programação implementada dentro da plataforma digital do GEE, pôde-se encontrar a variação espaço-temporal média de todos os parâmetros biofísicos envolvidos nesse estudo, os quais estão representados na Figura 6. Nesta Figura, de modo geral, pôde-se notar uma similaridade na variabilidade espacial entre todos índices avaliados, onde estes apresentaram variação de amplitude de acordo com os níveis de cobertura vegetal presente no local, representada pelo NDVI, na Figura 6G. Especificamente, as áreas em que os índices pluviométricos foram mais elevados (Figura 6A – tons em azul escuro) coincidiram com os locais com maiores níveis de altitude e de vegetação, que por sua vez ocasionaram na redução dos valores de albedo (Figura 6E – tons em azul) e da temperatura da superfície (Figura 6I – tons em laranja).

Esses valores de albedo e temperatura de superfície (tons azuis e alaranjados, respectivamente), variaram entre os valores de 0,019 e 0,139 e de 298 a 311,5 K. E, estes estavam ligados diretamente à presença de vegetação e de corpos hídricos (neste caso, o Rio São Francisco), como pôde ser observado nas Figuras 6G, 6E e 6I. Em contrapartida, os valores destes parâmetros biofísicos pertencentes ao solo exposto e/ou vegetação esparsa tenderam a variar entre as faixas de 0,155 a 0,228 e 312,9 a 315,8 K, conforme as Figuras 6E e 6I, concomitantemente. Barbosa & Kumar (2016) analisaram a região do Nordeste Brasileiro (NEB) entre os anos de 1982 e 2001 e também perceberam que existe uma forte correlação entre variabilidade espaço-temporal da precipitação e as alterações da cobertura vegetal.

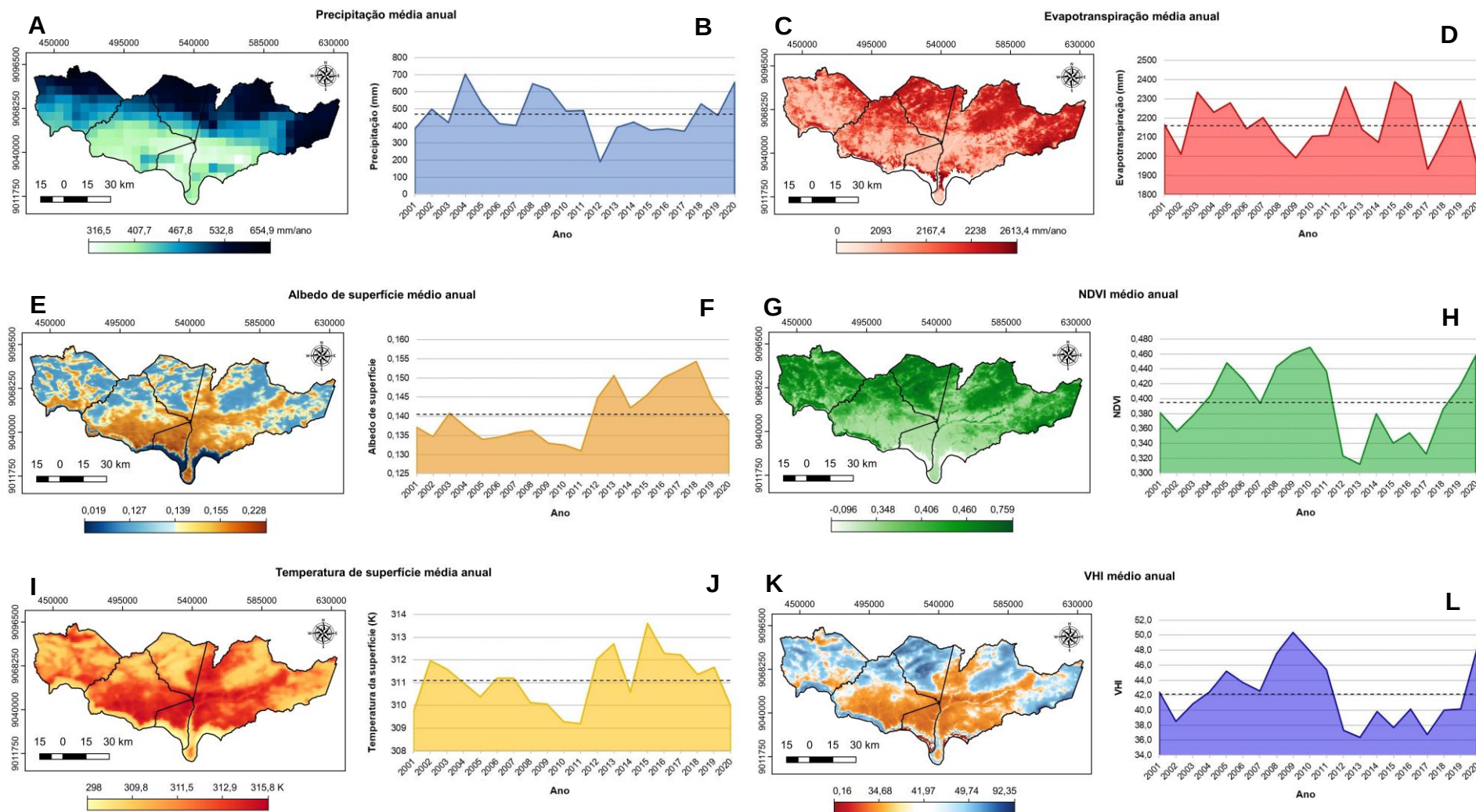


Figura 6. Discriminação espacial (Figuras 6A, 6C, 6E, 6G, 6I e 6K) e temporal (Figuras 6B, 6D, 6F, 6H, 6J e 6L) médias dos parâmetros biofísicos (P, ETp, α , NDVI, Ts e VHI, respectivamente) para a área de estudo durante o período de 2001 a 2020.

Por outro lado, Mariano et al. (2018) relataram que a degradação da vegetação ocorrida na região do NEB entre 2002 a 2016, interferiu diretamente no aumento do albedo e da temperatura de superfície, seguido da diminuição da evapotranspiração devido a perda da biomassa e maior exposição do solo à radiação solar. Silva et al. (2020a), também notaram a correlação existente entre os parâmetros biofísicos e as alterações ambientais ocorridas em Lagoa Grande, PE, e assim eles identificaram o nível de degradação ambiental neste município entre os anos de 2013 e 2015.

De acordo com a Figura 6G, o NDVI obteve valores entre -0,096 e 0,759, onde os valores negativos (tons de cores esbranquiçados) estavam ligados à presença de corpos hídricos (neste caso, o Rio São Francisco) e o valor máximo (tom de verde escuro) representado pela vegetação densa do bioma da Caatinga.

Com respeito aos outros parâmetros biofísicos (precipitação, evapotranspiração, albedo de superfície, temperatura de superfície e VHI, Figuras 6A, 6C, 6E, 6G, 6I, e 6K, respectivamente), estes variaram espacialmente entre as faixas de valores de 316,5 a 654,9 mm/ano; 0 a 2613,4 mm/ano; 0,019 a 0,228; 298 K a 315 K e 0,16 a 92,35, consecutivamente.

Em relação a variação temporal, os valores obtidos de NDVI definiram dois períodos distintos. O primeiro período apresentou valores entre 0,38 e 0,47 (de 2003 até 2011), a exceção de uma diminuição no ano de 2007 (Figura 6H). O que pôde ser explicado, principalmente, pelo fato de que nos anos de 2006 e 2007, a precipitação pluvial alcançou índices pluviométricos em torno de 400 mm (Figura 6B), que acarretaram em uma diminuição direta do NDVI. Por outro lado, neste mesmo período de 9 anos da série temporal; os índices pluviométricos variaram entre 400 mm e 700 mm, reforçando assim a intrínseca correlação da vegetação da Caatinga com a precipitação pluvial, como também observado por Barbosa & Kumar (2016) e Pinheiro et al. (2017).

O segundo período ocorreu entre os anos de 2012 e 2017, onde houve a ocorrência da seca mais severa das últimas duas décadas para a Região do Semiárido Nordestino Brasileiro – RSNB (BRITO et al., 2018; MARENGO et al., 2018; MARIANO et al., 2018; REBELLO et al., 2020). Nesse intervalo de 6 anos, a precipitação e o NDVI alcançaram índices médios entre 200 mm e 422 mm e de 0,31 a 0,38, respectivamente (CUNHA et al., 2015; MARENGO et al. 2018).

Por outro lado, um comportamento inverso aos parâmetros precipitação e NDVI, foi observado em relação aos índices de albedo de superfície e temperatura de superfície entre os anos de 2002 e 2011 (Figuras 6B, 6H, 6F e 6J, consecutivamente). O albedo de superfície variou entre 0,13 e 0,14 e a temperatura de superfície variou entre os valores de 309 K e 312 K, onde ambos alcançaram o menor valor justamente no ano de 2011. Tal fato indicou que entre os anos de 2009 e 2011, a vegetação alcançou o maior vigor vegetativo devido aos altos índices pluviométricos (variando entre 500 mm e 600 mm, em média), para toda a faixa temporal analisada neste estudo (BRITO et al., 2018; MARENGO et al., 2018).

Todavia, em relação ao período de seca extrema (2012 a 2017), houveram dois picos de altas temperaturas, relacionadas aos intervalos de anos 2012-2013 e 2015-2016 (312,7 K e 313,6 K, respectivamente), os quais podem ser notados nas Figuras 6F e 6J, concomitantemente. Cunha et al. (2015) encontraram faixas de valores de temperaturas semelhantes para essa área, variáveis entre 306,15 e 320,15 K, quando analisaram a região do Nordeste Brasileiro entre os anos de 2002 e 2014. Alvalá et al. (2019) destacaram em seus estudos que o ano hidrológico 2015-2016 apresentou o pico da seca ocorrida entre os anos de 2012 e 2017, o que acarretou em um dano econômico de aproximadamente R\$ 600 milhões de reais devido à insegurança alimentar gerada em tal processo e em perdas consideráveis à produção agrícola da região do Nordeste Brasileiro.

A evapotranspiração foi o único parâmetro biofísico que apresentou um comportamento de alta variabilidade temporal ao longo destes últimos 20 anos (2001-2020). Essa variação indicou que houve a ocorrência de alterações ambientais significativas na área de estudo, tanto em relação à vegetação nativa quanto às áreas agrícolas presentes na área de estudo (Figura 6B). Visto que, a evapotranspiração pode ser expressa como a quantidade de água que é evaporada pelo solo exposto e transpirada pelas plantas à atmosfera e assim, como comprovado por Mariano et al. (2018), pode servir como um bom indicador das alterações ambientais de curto prazo, relacionadas diretamente à seca e atividades antrópicas ocorridas em determinado local.

Assim, ao correlacionar a evapotranspiração potencial a essas alterações ocorridas na cobertura vegetal, pôde-se perceber que os maiores valores de evapotranspiração potencial (variáveis entre 2238 mm/ano e 2613,4

mm/ano) encontraram-se exatamente nas áreas de vegetação nativa (Caatinga) e nas áreas de produção agropecuária localizadas às margens do rio São Francisco. As quais estão representadas pelos tons de vermelho mais escuros na Figura 6C. Meng et al. (2021), ao analisar uma região de clima semiárido da China (*Loess Plateau*), concluíram que ao se analisar processos de alteração no uso e cobertura da terra, a evapotranspiração é um importante fator a ser considerado, pois, esta conjuntamente com a precipitação pluvial influenciam diretamente na quantidade de cobertura vegetal existente em determinado local, sendo divergentes somente em áreas agrícolas irrigadas.

Fato que, também ocorreu na área de estudo e que pode ser explicado nas Figuras 6C e 6D pelo aumento da evapotranspiração em áreas agropecuárias dos municípios de Cabrobó, Belém do São Francisco, Itacuruba e Floresta, mesmo em anos com baixos índices pluviométricos.

Quanto ao VHI, pôde-se notar que, em média, 32,78% das áreas vegetadas do NDC apresentam-se moderadamente úmidas ($VHI > 60$), seguidas por 17,52% com umidade alta ($50 < VHI \leq 60$) e 6,79% com umidade extrema ($40 < VHI \leq 50$); estando os maiores índices de umidade ligados à maior presença de vegetação e representados pelos tons mais escuros de azuis na Figura 5F (KOGAN; GUO, 2016; BRITO et al., 2018). Adversamente, as áreas que apresentaram uma seca moderada ($20 < VHI \leq 30$) alcançaram um percentual de 12,87% da área de estudo e se destacaram entre as demais áreas com baixos índices de umidade (áreas de coloração alaranjada clara e escura). As áreas em condições normais ($30 < VHI \leq 40$) alcançaram um total de 29% do NDC e estavam relacionadas às áreas de vegetação esparsada, como também foi evidenciado por Brito et al. (2018).

Portanto, de modo geral, pode-se afirmar que os municípios que apresentam menor percentual de cobertura vegetal devido principalmente a presença de áreas agrícolas e de agropecuária, ou seja, Belém do São Francisco, Itacuruba e Floresta, desenvolveram maior tendência de aumento das alterações do nível de degradação ambiental entre os anos de 2001 e 2020 (MapBiomas, 2021). Em contrapartida, os municípios de Cabrobó e Carnaubeira da Penha sofreram poucas alterações ambientais devido à maior presença de áreas vegetadas. Tais resultados demonstram também a boa aplicabilidade do uso de dados do CHIRPS e do Sensor MODIS para a discriminação em escala anual de alterações ambientais ocorridas em

ambientes áridos e semiáridos como a Caatinga, como também evidenciado por Paredes-Trejo et al. (2017), Mariano et al. (2018) e Torres-Batló & Martí-Cardona (2020) em seus estudos.

5.3. Tendência Espaço-Temporal: Teste de Mann-Kendall e *Sen's Slope Estimator*

Na Figura 7, encontram-se os resultados obtidos do teste Mann-Kendall (MK) e o *Sen's Slope Estimator* (SSE) para os seis índices biofísicos avaliados nesse estudo. Com base nos resultados, pôde-se afirmar que a precipitação pluvial foi a única variável que não apresentou tendências significativas aos níveis de 5% e 1% de probabilidade (valores de $|Z|$ superiores a 1,96 e 2,57, respectivamente) (Figura 7A). Bezerra et al. (2018), ao avaliarem a bacia do Rio São Francisco quanto à tendência dos índices extremos pluviométricos entre os anos de 1947 e 2012, também comprovaram que a precipitação pluvial decresceu sem significância estatística.

Nas Figuras 7A, 7C, 7G e 7K, pôde-se notar que as áreas com tendências positivas (colorações esverdeadas) e negativas (colorações avermelhadas e amareladas) para a precipitação pluvial coincidiram com as relacionadas à ETp, ao NDVI e ao VHI. Tal verossimilhança espaço-temporal entre as variações de tais índices biofísicos também foi confirmado por Barbosa & Kumar (2016), Brito et al. (2018) e Mariano et al. (2018) em seus estudos, reforçando assim a influência da precipitação pluvial no processo de alterações ambientais ocorridas no NDC durante esses últimos 20 anos (2001-2020). Além disso, Bezerra et al. (2018) descreveram que a variabilidade espacial da precipitação nessa região está diretamente ligada à alteração do uso e cobertura da terra em escala local, apontando que estas foram mais intensificadas nas áreas agrícolas próximas às margens do rio São Francisco do que nas áreas mais vegetadas e de elevada altitude, o que representou tendências divergentes com amplitudes de -5,97 mm/ano e 6,10 mm/ano (consecutivamente), conforme demonstrado na Figura 7B.

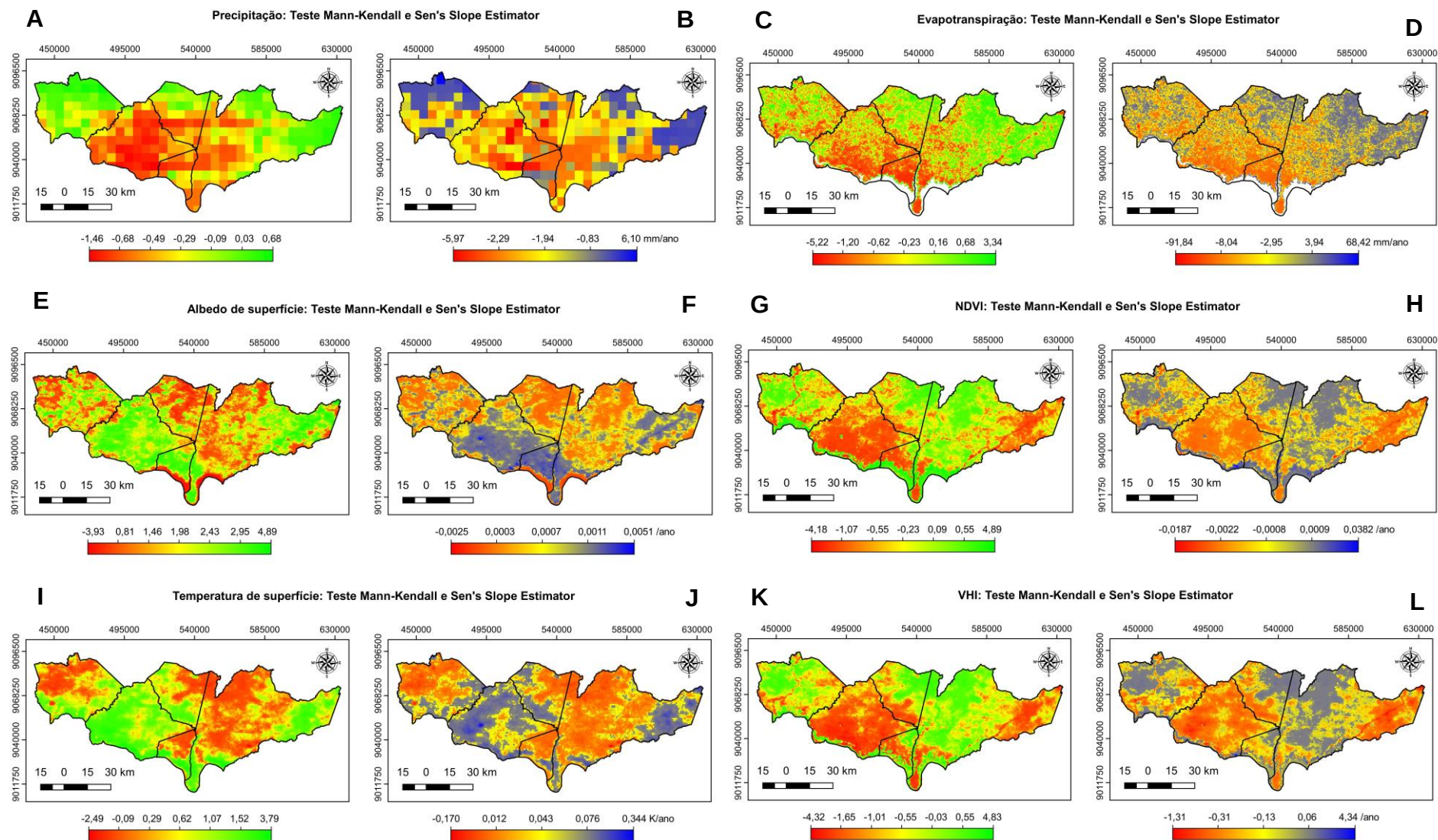


Figura 7. Representação espacial do teste de Mann-Kendall (Figuras 7A, 7C, 7E, 7G, 7I e 7K) e *Sen's Slope Estimator* (Figuras 7B, 7D, 7F, 7H, 7J e 7L) para os parâmetros biofísicos (P, ETp, α , NDVI, Ts e VHI, respectivamente) avaliados nesse estudo.

Em contrapartida, na Figura 7C pôde-se notar que a ETp demonstrou a tendência de decaimento mais significativa em comparação aos demais parâmetros biofísicos com um valor mínimo extremo de Z igual a -5,22 (áreas de coloração vermelha), estando relacionada diretamente às alterações ambientais nas áreas agropecuárias dos municípios de Itacuruba e de Belém do São Francisco. Na Figura 7D, foi percebido que tal declínio estava correlacionado a uma queda variável de 8,04 mm/ano a 91,84 mm/ano em tais locais (áreas nas colorações vermelha e alaranjada). Demonstrando assim, que a seca severa ocorrida entre os anos de 2012 e 2017 impactou significativamente as atividades agropecuárias dessas regiões, como mencionado por Mariano et al. (2018).

Quanto às tendências positivas, os índices de albedo de superfície, NDVI, temperatura de superfície e VHI se destacaram entre os demais por apresentarem os valores máximos de Z iguais a 4,89, 4,89, 4,83 e 3,79 (Figuras 7E, 7G, 7I e 7K, respectivamente). Porém, como está demonstrado nas Figuras 7F, 7H, 7J e 7L, as amplitudes dessas tendências foram muito pequenas, sendo respectivamente iguais a 0,0051 /ano, 0,0382 /ano, 0,344 K/ano e 4,34 /ano. Demonstrando assim, que estes parâmetros biofísicos podem ser considerados como bons indicadores do processo de mudança de uso e cobertura da terra, pois, as menores variações nesses índices foram capazes de descrever as alterações ambientais ocorridas na área de estudo nesses últimos 20 anos.

Especificamente, em relação aos parâmetros albedo e temperatura de superfície, ambos apresentaram tendência de aumento nas mesmas áreas (municípios de Belém do São Francisco e Floresta), as quais estão simbolizadas nas Figuras 7E e 7I pelas colorações de tons esverdeados e representam áreas em que a cobertura vegetal diminuiu consideravelmente. Visto que, a capacidade de reflexão da radiação solar pela superfície terrestre aumenta à medida que o percentual de vegetação sobre o solo decresce, resultando em maiores índices térmicos devido à maior absorção de calor, como também observado por Silva et al. (2020a) e por Silva et al. (2020b) em seus respectivos estudos.

Por outro lado, os índices NDVI e VHI descreveram um comportamento inverso, pois, como estes foram desenvolvidos para realçar o comportamento da vegetação, tornam-se capazes de discriminar as alterações na cobertura

vegetal e assim puderam notar o aumento da vegetação em áreas dos municípios de Carnaubeira da Penha e Floresta (Figuras 7G e 7K, respectivamente). Todavia, Pinheiro et al. (2017) descreveram em seu estudo que o que realmente ocorreu nessas áreas foi um comportamento natural da Caatinga, que devido à caducifolia, em momentos de escassez hídrica, a perda das folhas proporciona uma situação aparente de diminuição permanente dos extratos vegetais. Algo que é totalmente revertido nas épocas da estação chuvosa, ocasionando em um falso resultado de tendência de aumento pelos testes não-paramétricos utilizados neste estudo.

Assim, em síntese, os municípios que sofreram maiores alterações ambientais entre os anos de 2001 e 2020 foram Belém do São Francisco, Floresta e Itacuruba, onde muito disto se deveu à mudança de uso e cobertura da terra ocasionada pela ação antrópica nessas regiões e ao delicado equilíbrio ecossistêmico existente nas áreas de Caatinga. Que, devido às características do clima semiárido (quente, seco e com irregularidade pluvial acentuada), intensificadas pela seca extrema ocorrida entre os anos de 2012 e 2017, acabaram tornando essas áreas mais propensas ao avanço do processo de degradação ambiental, como detectado por Marengo et al. (2018).

5.4. Detecção e Avaliação das Mudanças Ambientais Ocorridas no NDC entre os anos de 2001 e 2020

5.4.1. Análise em escala regional

Na Figura 8, encontra-se a variação temporal das diferentes categorias de uso e cobertura da terra existentes no NDC, ocorrida entre os anos de 2001 e 2020. Nesta Figura, percebeu-se que a classe que se destacou entre as demais em todos os anos foi a de formação savânica, sendo o tipo mais abundante de vegetação no bioma da Caatinga (IBGE, 2012; SILVA et al., 2017; FERNANDES et al., 2020).

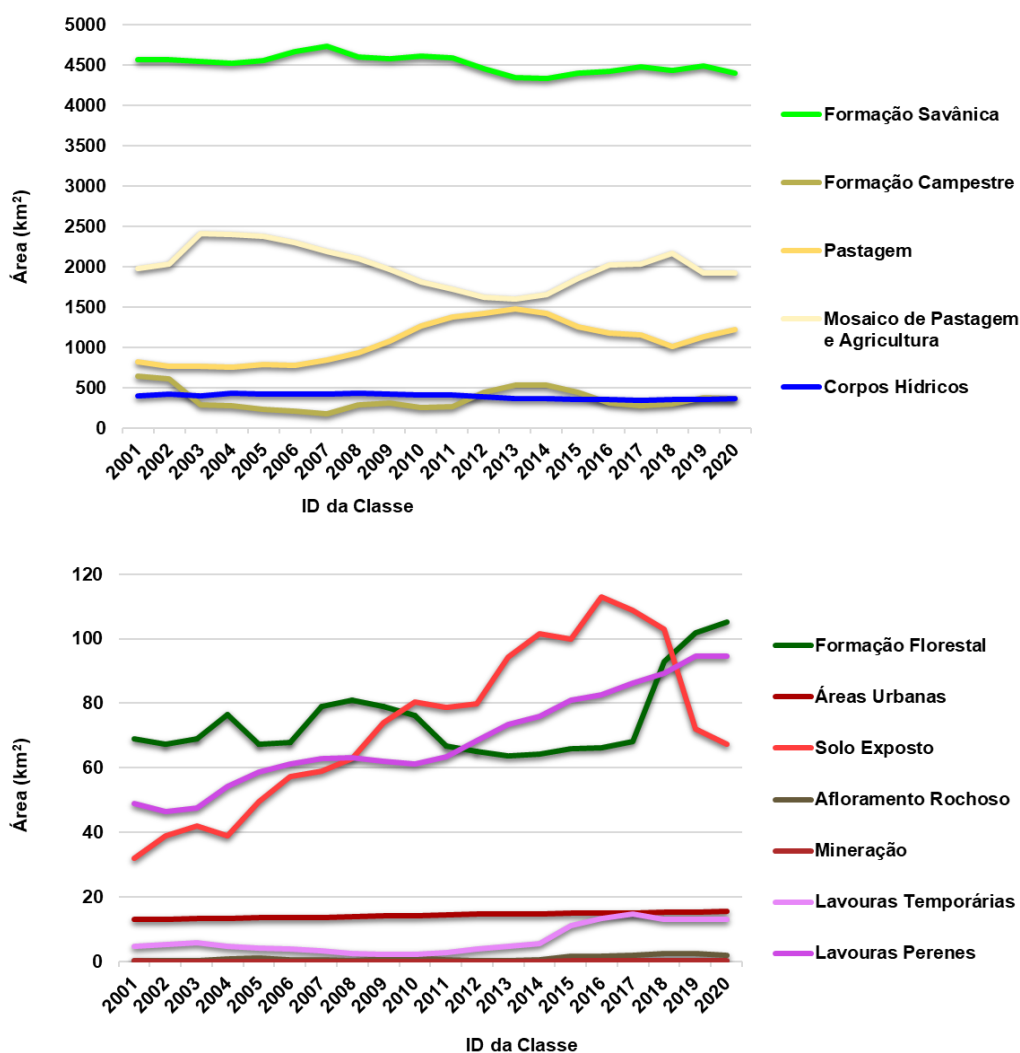


Figura 8. Evolução temporal das alterações ambientais no NDC entre os anos de 2001 e 2020.

Por outro lado, notou-se também na Figura 8, que este tipo de vegetação detinha uma extensão territorial de 4.569,57 km² (53,30% da área total) em 2001 e começou a ser reduzida, de uma forma mais acentuada, após o ano de 2010; visto que, entre os anos de 2015 e 2020, a formação savânica apresentou valores inferiores a 4.400 km².

Mariano et al. (2018), ao analisar especificamente as tendências de decaimento do IAF, da precipitação e da evapotranspiração atual, concluíram que tal alteração ambiental se sucedeu devido ao fato de que essa vegetação se tornou mais suscetível ao processo de degradação ambiental pela ação antrópica, por causa da época de escassez hídrica extrema ocorrida entre os anos de 2012 e 2017 (MARENGO et al., 2018; ALVALÁ et al., 2019; MARENGO et al., 2020). Em relação aos outros tipos de uso e cobertura da

terra, não houveram diferenças significativas ao longo destes últimos 20 anos, exceto por duas situações isoladas: a primeira relacionada a um aumento de áreas não vegetadas ou com solo exposto até o ano de 2016 (as quais apresentaram neste determinado ano um valor de 1,32%, ou 112,98 km², da área total do NDC) e a segunda, representada pelo avanço progressivo das áreas de lavouras perenes, que alcançaram uma extensão territorial de aproximadamente 94,70 km², equivalentes a 1,10% da área de estudo no ano de 2020.

Além disso, de acordo com o que está representado na Figura 9, as áreas que apresentavam vegetação campestre em 2001, principalmente no município de Belém do São Francisco, sofreram uma redução de 4,75% (aproximadamente 406,94 km²) até o ano de 2005, sendo convertidas em parte para áreas de mosaicos de agricultura e pastagem de caprinos (Figura 9). Todavia, tais áreas agropecuárias foram substituídas parcialmente por áreas de pastagem plena, as quais aumentaram em 5,64% (cerca de 476 km²), entre os anos de 2006 e 2010 e, permaneceram assim com poucas alterações espaciais até o ano de 2020, como demonstrado na Figura 8.

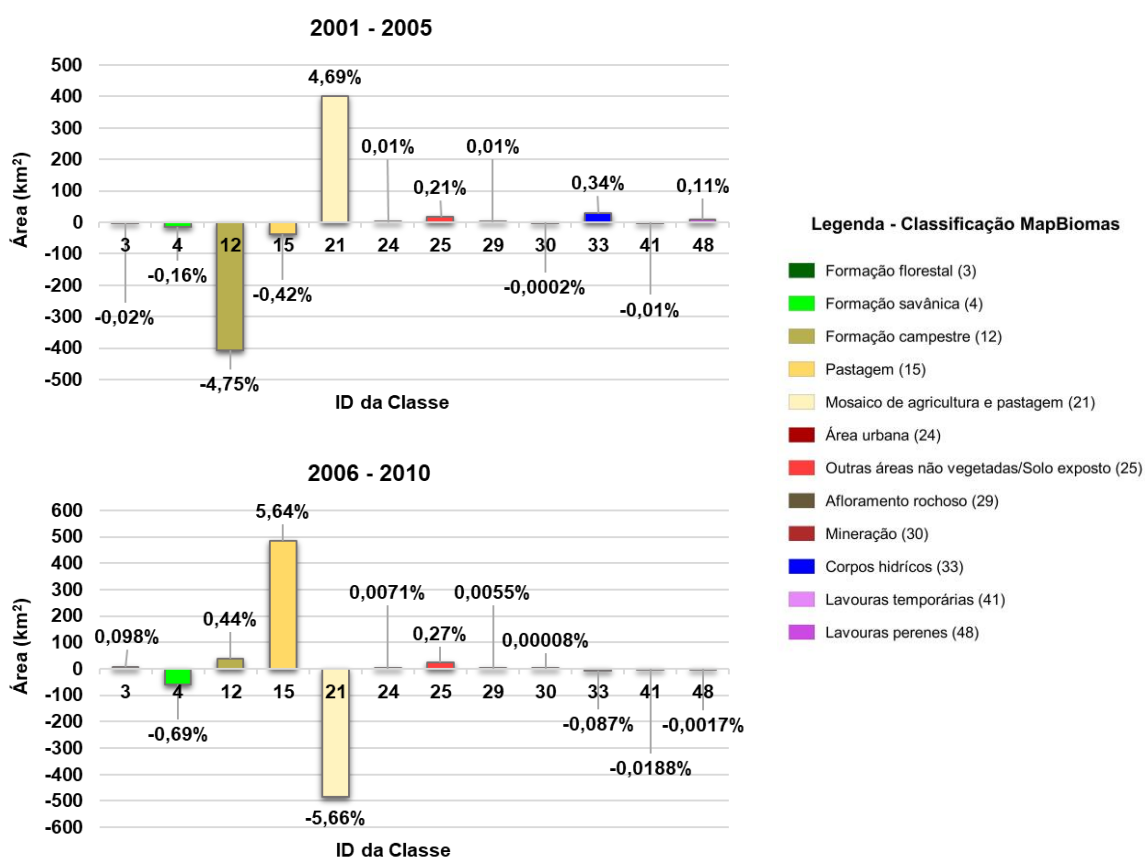


Figura 9. Análise da alteração quanto ao uso e cobertura da terra ocorrida entre os anos de 2001 e 2010 no NDC, em intervalos de quinquênios.

Araújo Filho et al. (2018) argumentaram em seu estudo que tal processo de conversão mencionado acima é comumente utilizado em áreas de Caatinga, pois, geralmente as áreas agrícolas dessas regiões são abandonadas à medida que perdem a sua capacidade de produção, para que assim recuperem tal fertilidade ao longo do tempo e, por vezes, acabam sendo reutilizadas como áreas de pastagem animal devido ao crescimento de espécies vegetais secundárias. Contudo, devido à ocorrência de superpastejo, frequentemente tais áreas acabam perdendo a sua capacidade de recuperação, tornando-se mais suscetíveis ao processo de degradação ambiental ao longo do tempo, ou seja, à desertificação, como descrito por O'dorico et al. (2013) e Marinho et al. (2016), em seus estudos.

Por outro lado, foi observado também na Figura 9 que as áreas com formação vegetal campestre tiveram um pequeno crescimento entre os anos de 2005 e 2010, devido possivelmente a ocorrência dos altos índices pluviométricos neste período de 5 anos, em comparação à série temporal analisada neste estudo (2001-2020). Silva et al. (2020c), ao analisarem o município de Capoeiras-PE entre os anos de 1998 e 2018, explicaram que isto ocorreu devido às fortes chuvas terem provocado expressiva erosão dos solos, dificultando assim a manutenção da produção agrícola na região. O que pode ter proporcionado às áreas de vegetação campestre do NDC alcançarem uma dimensão espacial de 307,56 km² no ano de 2009 (Figura 8).

Embora que, o maior acréscimo se deu entre os anos de 2011 e 2015, pois as áreas de vegetação campestre alcançaram um aumento de 2,12% (181,75 km²) da área total avaliada neste estudo (Figura 10). Indicando que devido à impossibilidade de manutenção da produção agropecuária durante os anos de 2012 e 2017 (ou seja, gerada por um período de seca extrema), as áreas com vegetação campestre conseguiram se recuperar ligeiramente. Situação essa, que se inverteu até o ano de 2020, sendo comprovada pelo menor percentual de variação interanual alcançado de 0,626% (53,68 km²), entre os anos de 2016 e 2020.



Figura 10. Análise da alteração quanto ao uso e cobertura da terra ocorrida entre os anos de 2011 e 2020 no NDC, em intervalos de quinquênios.

Assim, diante de todas as informações extraídas das Figuras 8, 9, e 10, pôde-se concluir que o período de seca extrema intercalado entre os anos de 2012 e 2017 influenciou decisivamente nas alterações ambientais que ocorreram no Núcleo de Desertificação de Cabrobó, em escala regional, durante os anos de 2001 e 2020.

5.4.2. Análise em escala local

Em relação aos municípios que formam o Núcleo de Desertificação de Cabrobó, o município de Belém de São Francisco se destacou entre os demais como o local que mais sofreu alterações ambientais entre os anos de 2001 e 2020. Os seus tipos de vegetação mais extensivos, savânico e campestre, foram reduzidos em 4,12% (-75,45 km²) e 12,23% (-223,75 km²), respectivamente, o que representou, à primeira vista, uma perda total de 299,2 km² destes extratos vegetais.

Porém, nesses últimos 20 anos, a classe de formação florestal teve um acréscimo de 0,76% (+13,89 km²), demonstrando que parte da vegetação savânica que supostamente teria sido degradada, na verdade foi convertida em vegetação florestal. Por outro lado, os 285,31 km² restantes realmente foram degradados e substituídos, em sua maioria, por áreas de pastagem plena e de mosaicos de agricultura e pastagem, as quais sofreram um aumento de 7,97% (+145,77 km²) e 7,08% (+129,58 km²) consecutivamente, conforme demonstrado na Figura 11. Silva et al. (2020b) detectaram o mesmo comportamento de substituição da cobertura vegetal nativa por áreas de pastagem na cidade de Iguatu, CE entre os anos de 2008 e 2015, e comprovaram o avanço do risco à degradação ambiental na região devido a essa alteração de uso e cobertura da terra de forma desordenada.

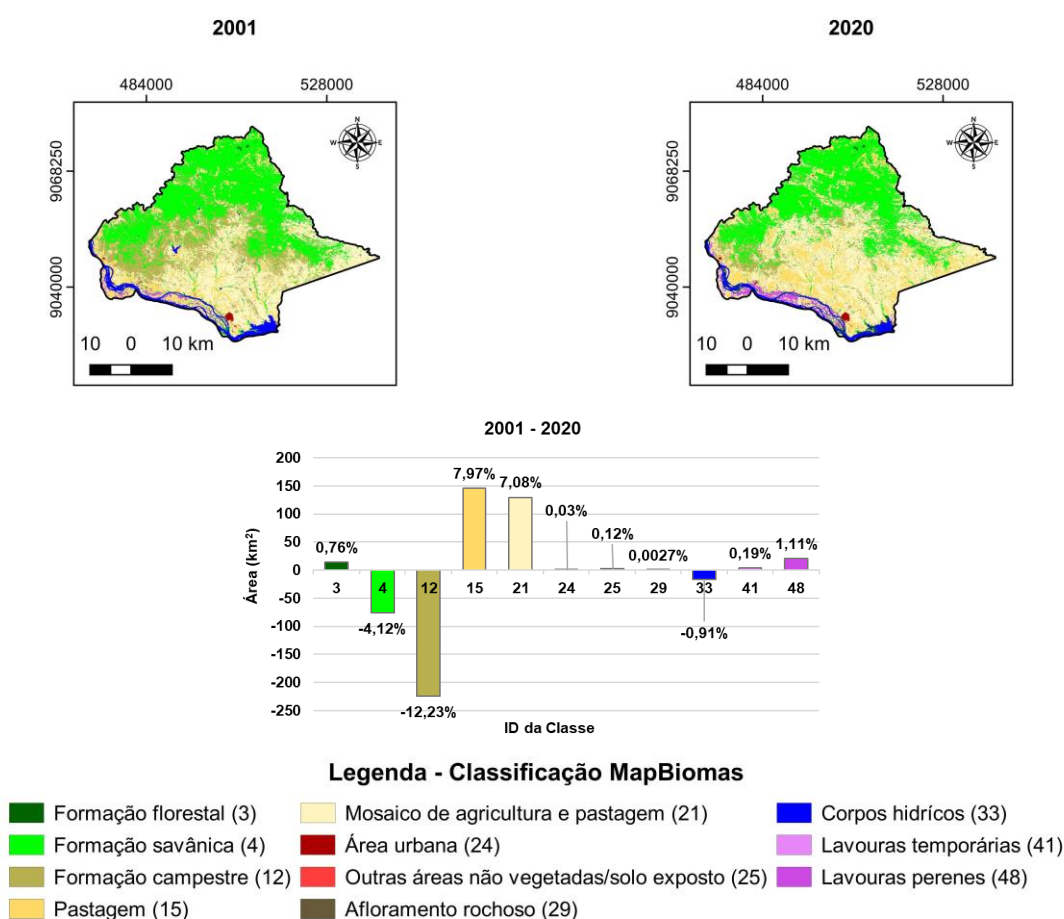


Figura 11. Alteração espaço-temporal quanto ao uso e cobertura da terra em Belém do São Francisco, PE, entre os anos de 2001 e 2020.

Quanto às outras variedades de uso e cobertura da terra existentes no município de Belém de São Francisco, pôde-se perceber na Figura 11 que as classes de área urbana e solo exposto tiveram mutuamente um leve aumento

de respectivamente 0,03% (+0,53 km²) e 0,12% (+2,24 km²). A classe de afloramento rochoso que no ano de 2001 era inexistente passou a representar especificamente 0,0027% (+0,05 km²) da área total. Em relação às áreas agrícolas de monocultivos temporários e perenes, que se encontram próximas ao Rio São Francisco, estas aumentaram espacialmente em 0,19% (+3,49 km²) e 1,11% (+20,25 km²), concomitantemente. Ressaltando assim, que mesmo o período de seca intensa (2012-2017) afetando a produção agrícola do município, esta conseguiu se reestruturar ao longo dos anos devido à proximidade com o rio São Francisco.

O município de Cabrobó apresentou o segundo maior nível de degradação da cobertura vegetal em escala local, o qual foi representado por uma perda de 1,94% (-32,08 km²) e 3,70% (-61,27 km²) dos tipos de vegetação savânica e campestre, simultaneamente (Figura 12).

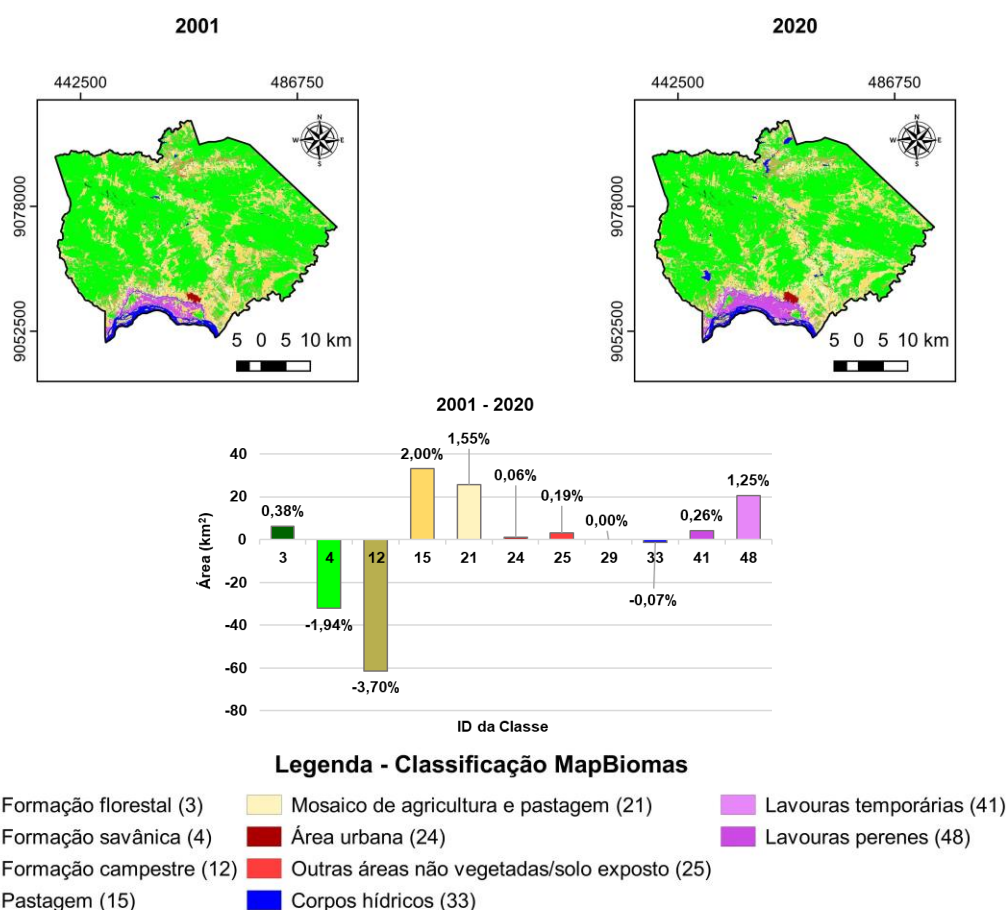


Figura 12. Alteração espaço-temporal quanto ao uso e cobertura da terra em Cabrobó, PE, entre os anos de 2001 e 2020.

Além disso, o comportamento de alteração do extrato vegetal observado em Belém do São Francisco também se repetiu em Cabrobó, sendo

descrito por um aumento da classe de formação florestal de 0,38%. Tal aumento resultou em uma substituição de aproximadamente 6,32 km² das áreas que anteriormente detinham apenas espécies savânicas. Portanto, de um total de 87,03 km² da vegetação nativa que foi extinta nos últimos 20 anos, em torno de 83,03 km² dessa cobertura vegetal foram majoritariamente degradados e convertidos em áreas de pastagem e de mosaicos de agricultura e pastagem. Quanto às áreas de produção agrícola, a extensão territorial aumentou de 0,26% (+4,29 km²) e de 1,25% (+20,74 km²) para as áreas de lavouras temporárias e de lavouras perenes, respectivamente (Figura 12). Por outro lado, Lucena et al. (2016), ao analisarem este município diretamente, descreveram a existência de diversas áreas propensas à degradação ambiental, ligadas principalmente a práticas ineficientes de manejo agrícola como uso de queimadas e superpastejo de animais que culminaram no aumento significativo da susceptibilidade da região à desertificação.

Em contrapartida, o município de Carnaubeira da Penha apresentou o menor índice de alterações ambientais ao longo destes últimos 20 anos. De acordo com a Figura 13, o município perdeu somente 10,53 km² da sua vegetação original existente no ano de 2001, dos quais aproximadamente 84,72% (-8,93 km²) e 8,25% (-0,87 km²) foram relacionados à diminuição dos tipos de vegetação savânica e campestre, respectivamente.

Por outro lado, as áreas de pastagem aumentaram em 2,75% (+27,6 km²), enquanto que as áreas de mosaicos de agricultura e pastagem decresceram em 2,30% (-23,06 km²). E, além disso, aproximadamente 0,07% (+0,73 km²) da área total do município foram transformados componentes florestais. A classe de solo exposto também aumentou de 4,66 km² entre 2001 e 2020.

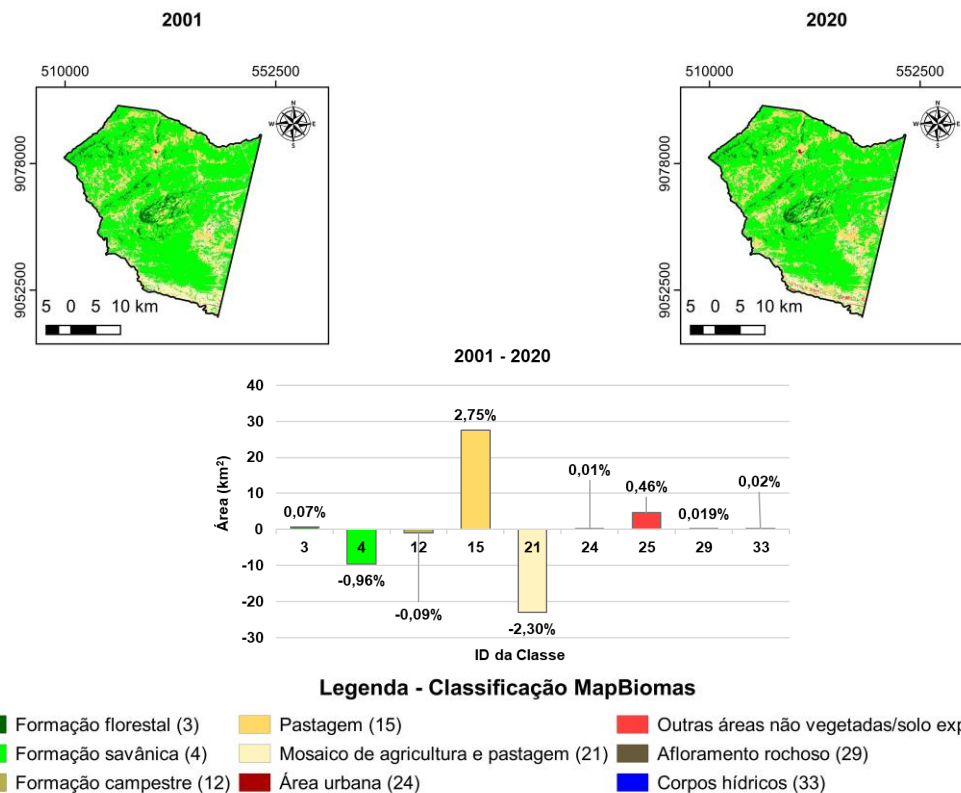


Figura 13. Alteração espaço-temporal quanto ao uso e cobertura da terra em Carnaubeira da Penha, PE, entre os anos de 2001 e 2020.

Tais alterações ambientais podem ser explicadas pelo fato de que o município de Carnaubeira da Penha apresenta o maior nível preservação da cobertura vegetal entre os demais municípios formadores do NDC e isto aliado à ausência de áreas de produção agrícola e ao período de seca extrema (2012-2017), proporcionaram o avanço das áreas de pastagem animal que substituíram, em sua maioria, as áreas de vegetação savânica e as áreas de agricultura de subsistência que foram abandonadas e convertidas parcialmente em solo exposto, como também evidenciado por Nascimento (2020) em seu estudo.

O município de Floresta deteve o terceiro maior nível de degradação da cobertura vegetal entre os anos de 2001 e 2020, visto que, teve uma perda total de 45,6 km² (-1,25%) de vegetação savânica (Figura 14).

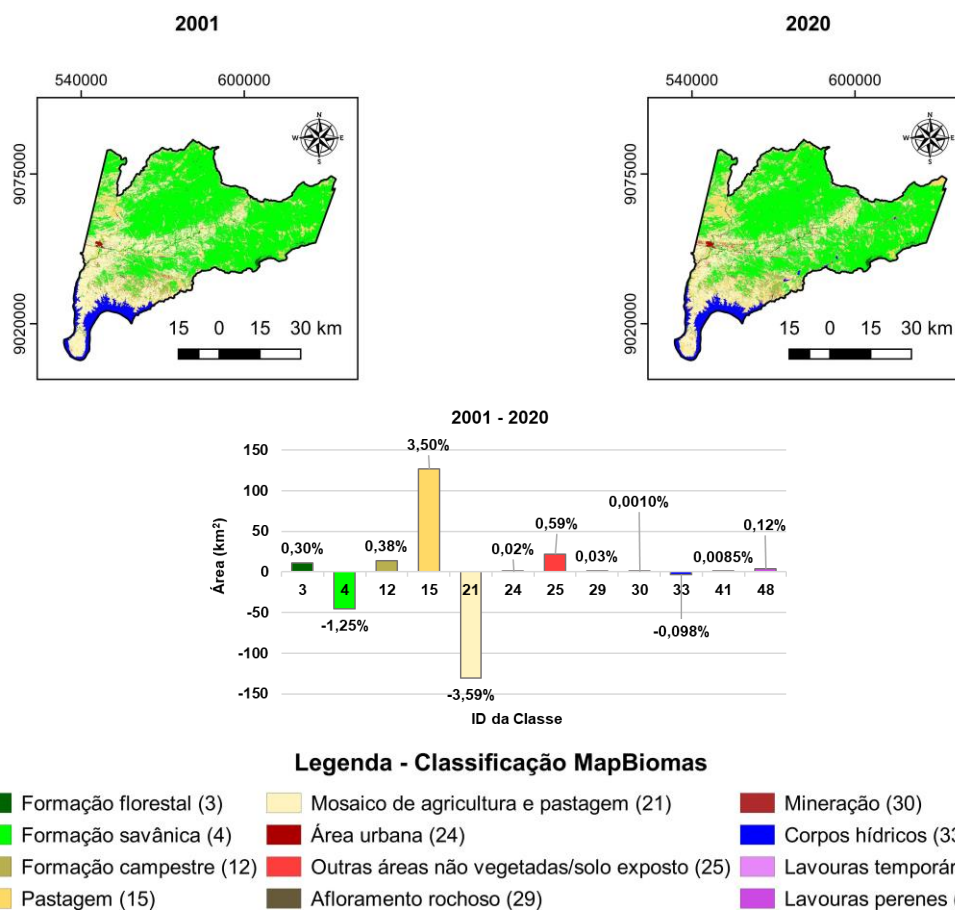


Figura 14. Alteração espaço-temporal quanto ao uso e cobertura da terra em Floresta, PE, entre os anos de 2001 e 2020.

Tal degradação ambiental pode ser refletida pelo aumento das áreas de pastagem de 127,29 km² (+3,50%) que foram resultado tanto da degradação das áreas de vegetação savânica como da substituição, de forma predominante, de áreas de mosaicos de agricultura e pastagem (as quais diminuíram em 130,89 km², aproximadamente -3,59%). Contudo, foi notado que estas áreas de mosaicos agropecuários também foram transformadas, em parte, em áreas de vegetação campestre, visto que, tal classe aumentou em 13,79 km² (+0,38%) entre os anos de 2001 e 2020, como pode ser visto na Figura 14.

Schulz et al. (2016) descreveram em seu estudo que tais pastagens deterioraram significativamente os estoques de carbono existentes nos solos da região do reservatório de Itaparica (próximo aos municípios de Floresta e Itacuruba), chegando a uma perda de 5 cm de profundidade no solo. O que

propicia tanto o avanço do nível de degradação ambiental na área como as mudanças climáticas.

Araújo Filho et al. (2018) analisaram áreas com diferentes históricos de alterações de uso e cobertura da terra no município de Floresta e chegaram à conclusão de que quanto menor fosse o intervalo de tempo entre as alterações na vegetação nativa, maior seria o tempo gasto para sua recuperação, podendo chegar em alguns casos, até 60 anos.

Por fim, o município de Itacuruba se diferenciou entre os demais por apresentar o menor nível de cobertura vegetal nativa espacialmente, com poucas alterações entre os anos de 2001 e 2020, como representado na Figura 15.

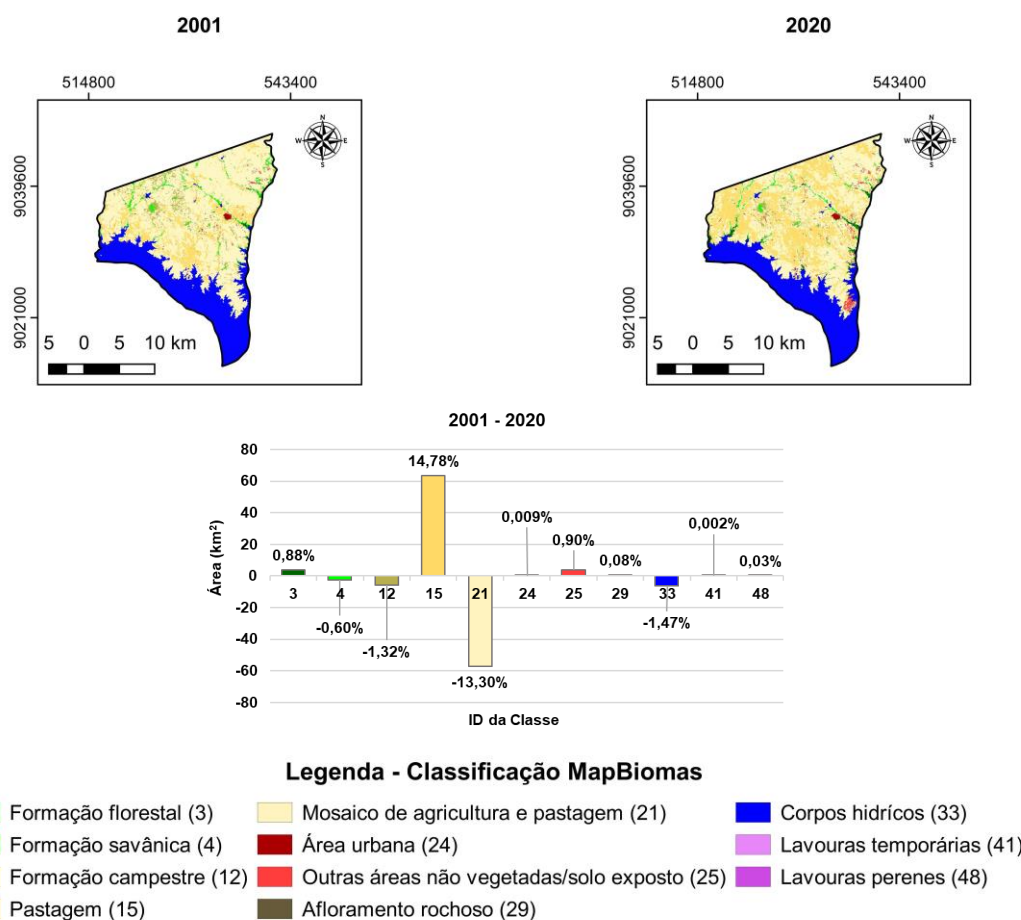


Figura 15. Alteração espaço-temporal quanto ao uso e cobertura da terra em Itacuruba, PE, entre os anos de 2001 e 2020.

Fato este, que demonstra a maior probabilidade deste município de sofrer altos níveis de degradação ambiental de forma irreversível, pois, a maior exposição do seu solo a agentes externos como o tempo e o clima, resultará

em vários fatores ligados a desertificação como o aumento da erosão hídrica, diminuição da microbiota e das propriedades físico-químicas do solo, aumento da escassez hídrica, aumento da salinização do solo e diminuição do nível do lençol freático, como relatado por Araújo et al. (2013), Holanda et al. (2015), Martins et al. (2019) e Oliveira & Selva (2019) em seus estudos.

Quanto às outras classes de uso e cobertura da terra existentes em Itacuruba, houve aumento em relação a todas elas entre os anos de 2001 e 2020, exceto à classe de mosaicos de agricultura e pastagem, a qual regrediu em um valor de 13,3% (-57,14 km²). Os tipos que se destacaram com respeito a essa extensão territorial foram as classes de pastagem e solo exposto, as quais tiveram um acréscimo de 14,78% (+63,5 km²) e de 0,90% (+3,86 km²), respectivamente.

Portanto, tais resultados demonstraram que ocorreu um comportamento comum em todos os municípios pertencentes ao Núcleo de Desertificação de Cabrobó: as áreas de mosaicos de agricultura de subsistência e pastagem, por não conseguirem manter o sistema produtivo durante o período de escassez hídrica extrema (2012-2017) foram substituídas, em sua maioria, por áreas de pastagem plena, o que resultou em um avanço do grau de degradação ambiental devido à ação antrópica, de modo geral, no NDC.

6. CONCLUSÕES

Diante dos resultados encontrados nesse estudo, o desempenho do uso de séries temporais de dados orbitais do CHIRPS, do sensor MODIS e do MapBiomas, aliados a versatilidade de processamento de informações do *Google Earth Engine* para a discriminação das mudanças ambientais ocorridas no Núcleo de Desertificação de Cabrobó (NDC) foi considerado como satisfatório. A metodologia desenvolvida permitiu quantificar espacialmente as áreas com maior nível de degradação ambiental, como também propiciou o entendimento da variabilidade das tendências espaço-temporais relacionadas ao processo de degradação ambiental (principalmente, quanto à influência do período de seca extrema de 2012 a 2017), ocorrido no Núcleo de Desertificação de Cabrobó, PE, entre os anos de 2001 e 2020.

Especificamente em relação aos dados do CHIRPS, estes apresentaram uma boa correlação com os dados de precipitação obtidos a partir das estações meteorológicas. Tal fato permitiu o seu uso para discriminar o comportamento hidrológico da área de estudo ocorrido durante os anos de 2001 e 2020.

O uso conjunto dos dados do sensor MODIS e do SRTM, possibilitaram destacar a forte influência da precipitação exercida sobre as alterações ambientais na área de estudo, tendo uma variabilidade expressiva de acordo com variação altimétrica da região. Além disso, as análises a partir dos testes não-paramétricos Mann-Kedall e *Sen's Slope Estimator* revelaram a existência de uma significativa correlação espaço-temporal entre os parâmetros biofísicos com o processo de degradação ambiental ocorrido no NDC nos últimos 20 anos. Por outro lado, o emprego do MapBiomas permitiu afirmar que o Núcleo de Desertificação de Cabrobó sofreu um expressivo processo de alterações ambientais que culminou em um avanço do nível de degradação ambiental em determinados locais, destacando-se os municípios de Belém do São Francisco, Cabrobó e Floresta, os quais apresentaram uma perda de 285,3 km² (15,6%), 87,04 km² (5,25%) e 34,82 km² (0,95%) das suas respectivas áreas de cobertura vegetal nativas originais devido a maior alteração de uso e cobertura da terra.

Por fim, a metodologia pode ser aplicada em futuros estudos sobre degradação ambiental em outras regiões de Caatinga mediante as devidas

adaptações metodológicas, pois, esta foi capaz de discriminar efetivamente o comportamento da vegetação em relação à variação espaço-temporal das características edafoclimáticas ocorridas no NDC entre os anos de 2001 e 2020.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; CARVALHO, A. L. de; PINTO, A. de S.; SANTIAGO, G. A. C. F.; OMETTO, J. P. H. B.; RANDOW, C. V.; SAMPAIO, E. V. de S. B. Climate change impacts on the sustainability of the firewood harvest and vegetation and soil carbon stocks in a tropical dry forest in Santa Teresinha Municipality, Northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdã, v. 360, p. 367-375, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715005459?via%3Dihub>. Acesso em: 11 mar. 2021.

ALVALÁ, R. C. S.; CUNHA, A. P. M. A.; BRITO, S. S. B.; SELUCHI, M. E.; MARENGO, J. A.; MORAES, O. L. L.; CARVALHO, M. A. Drought monitoring in the Brazilian Semiarid region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 91, (Suppl. 1), e20170209, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201720170209>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aabc/a/z6C6SzDNG9GkbFYmgFCsrSN/?lang=en>. Acesso em: 14 jan. 2022.

ALVES, J. J. A.; ARAÚJO, M. A. de; NASCIMENTO, S. S. do. Degradação da Caatinga: Uma investigação ecogeográfica. **Revista Caatinga**, Mossoró - RN, v. 22, n. 3, p. 126-135, 2009. Disponível em: <https://periodicos.ufersa.edu.br/index.php/caatinga/article/view/560>. Acesso em: 15 fev. 2021.

ANG, M. L. E.; ARTS, D.; CRAWFORD, D.; LABATOS JR, B. V.; NGO, K. D.; OWEN, J. R.; GIBBINS, C.; LECHNER, A. M. Socio-environmental land cover time-series analysis of mining landscapes using Google Earth Engine and web-based mapping. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, [s.l.], v. 21, p. 100458-100468, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100458>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352938520306339?via%3Dihub>. Acesso em: 7 mar. 2021.

ARAÚJO FILHO, R. N. de; FREIRE, M. B. G. dos S.; WILCOX, B. P.; WEST, J. B.; FREIRE, F. J.; MARQUES, F. A. Recovery of carbon stocks in deforested caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, Amsterdã, v. 407, p. 210-220, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112717307260?via%3Dihub>. Acesso em: 5 fev. 2021.

ARRUDA, V. L. S.; PIONTEKOWSKI, V. J.; ALENCAR, A.; PEREIRA, R. S.; MATRICARDI, E. A. T. An alternative approach for mapping burn scars using Landsat imagery, Google Earth Engine, and Deep Learning in the Brazilian Savanna. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, [s.l.], v. 22, p. 100472-100482, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100472>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352938521000082?via%3Dihub>. Acesso em: 7 mar. 2021.

ATIAH, W. A.; AMEKUDZI, L. K.; ARYEE, J. N. A.; PREKO, K.; DANUOR, S. K. Validation of Satellite and Merged Rainfall Data over Ghana, West Africa. **Atmosphere**, Basel, v. 11, n. 8, p. 859-881, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/atmos11080859>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4433/11/8/859>. Acesso em: 17 set. 2021.

AYELE, G. T.; TEBEJE, A. K.; DEMISSIE, S. S.; BELETE, M. A.; JEMBERRIE, M. A.; TESHOME, W. M.; MENGISTU, D. T.; TESHALE, E. Z. Time Series Land Cover Mapping and Change Detection Analysis Using Geographic Information System and Remote Sensing, Northern Ethiopia. **Air, Soil and Water Research**, [s.l.], v. 11, p. 1-18, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1177/1178622117751603>. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/1178622117751603>. Acesso em: 14 abr. 2021.

BABAOUSMAIL, H.; HOU, R.; AYUGI, B.; GNITOU, G. T. Evaluation of satellite-based precipitation estimates over Algeria during 1998 - 2016. **Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics**, Oxford, v. 195, n. 105139, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jastp.2019.105139>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364682619304080?via%3Di> hub. Acesso em: 12 set. 2021.

BARBOSA, H. A.; KUMAR, T. V. L. Influence of rainfall variability on the vegetation dynamics over Northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, Londres, v. 124, p. 377-387, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.08.015>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0140196315300392?via%3Di> hub. Acesso em: 11 mar. 2021.

BAYMA, A. P.; SANO, E. E. Séries temporais de índices de vegetação (NDVI e EVI) do sensor MODIS para detecção de desmatamentos no bioma Cerrado. **Boletim de Ciências Geodésicas**, Curitiba - PR, v. 21, n. 4, p. 797-813, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1982-21702015000400047>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bcg/a/Dpb3F7SjVH9THmZTyYjbzQm/?lang=pt>. Acesso em: 11 mar. 2021.

BECK, H. E.; ZIMMERMANN, N. E.; MCVICAR, T. R.; VERGOPOLAN, N.; BERG, A.; WOOD, E. F. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. **Scientific Data**, Londres, v. 5, n. 180214, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/sdata2018214>. Acesso em: 24 fev. 2021.

BEZERRA, B. G.; SILVA, L. L.; SANTOS & SILVA, C. M.; CARVALHO, G. G. de. Changes of precipitation extremes indices in São Francisco River Basin, Brazil from 1947 to 2012. **Theoretical and Applied Climatology**, Viena, v. 135, p. 565-576, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2396-6>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00704-018-2396-6>. Acesso em: 3 fev. 2022.

BRITO, S. S. B.; CUNHA, A. P. M. A.; CUNNINGHAM, C. C.; ALVALÁ, R. C.; MARENGO, J. A.; CARVALHO, M. A. Review: Frequency, duration and severity

of drought in the Semiarid Northeast Brazil region. **International Journal of Climatology**, Chichester, v. 38, n. 2, p. 517-529, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.5225>. Disponível em: <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/joc.5225>. Acesso em: 19 jan. 2021.

CORREIA, A. H.; FORMAGGIO, A. R.; SHIMABUKURO, Y. E.; DUARTE, V. Avaliação de índices de vegetação MODIS para detecção de desmatamentos na Amazônia. **Ambiente & Água**, Taubaté - SP, v. 1, p. 52-64, 2006. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/26469936_Avaliacao_de_indices_de_vegetacao_MODIS_para_deteccao_de_desmatamentos_na_Amazonia. Acesso em: 19 jan. 2021.

CUNHA, A. P. M.; ALVALÁ, R. C.; NOBRE, C. A.; CARVALHO, M. A. Monitoring vegetative drought dynamics in the Brazilian semiarid region. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdã, v. 214-215, p. 494-505, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.09.010>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192315007157?via%3Dihub>. Acesso em: 17 mar. 2021.

CUNHA, J.; NÓBREGA, R. L. B.; RUFINO, I.; ERASMI, S.; GALVÃO, C.; VALENTE, F. Surface albedo as a proxy for land-cover clearing in seasonally dry forests: Evidence from the Brazilian Caatinga. **Remote Sensing of Environment**, Nova York, v. 238, p. 111250-111263, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111250>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S003442571930269X?via%3Dihub>. Acesso em: 5 fev. 2021.

DIDAN, K.; MUNOZ, A. B.; SOLANO, R.; HUETE, A. **MODIS vegetation index – user’s guide**, Versão 3.0, Collection 6, 2015. Disponível em: https://lpdaac.usgs.gov/documents/103/MOD13_User_Guide_V6.pdf. Acesso em: 14 mar. 2021.

D’ODORICO, P.; BHATTACHAN, A.; DAVIS, K. F.; RAVI, S.; RUNYAN, C. W. Global desertification: Drivers and feedbacks. **Advances in Water Resources**, Southampton, v. 51, p. 326-344, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.01.013>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0309170812000231?via%3Dihub>. Acesso em: 17 mar. 2021.

FARR, T. G.; ROSEN, P. A.; CARO, E.; CRIPPEN, R.; DUREN, R.; HENSLEY, S.; KOBRICK, M.; PALLER, M.; RODRIGUEZ, E.; ROTH, L.; SEAL, D.; SHAFFER, S.; SHIMADA, J.; UMLAND, J.; WERNER, M.; OSKIN, M.; BURBANK, D.; ALSDORF, D. The Shuttle Radar Topography Mission. **Reviews of Geophysics**, Washington, v. 45, n. 2, RG2004, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1029/2005RG000183>. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1029/2005RG000183>. Acesso em: 21 fev. 2021.

FERNANDES, M. F.; CARDOSO, D.; QUEIROZ, L. P. de. An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands

reveals high species richness and endemism. **Journal of Arid Environments**, Londres, v. 174, p. 104079-104086, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104079>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0140196319301491?via%3Di> hub. Acesso em: 5 fev. 2021.

FERREIRA, A. G.; MELLO, N. G. da S. Principais sistemas atmosféricos atuantes sobre a Região Nordeste do Brasil e a influência dos oceanos Pacífico e Atlântico no clima da região. **Revista Brasileira de Climatologia**, Curitiba - PR, v. 1, n. 1, 2005. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v1i1.25215>. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revistaabclima/article/view/25215>. Acesso em: 3 mar. 2022.

FUNK, C.; PETERSON, P.; LANDSFELD, M.; PEDREROS, D.; VERDIN, J.; SHUKLA, S.; HUSAK, G.; ROWLAND, J.; HARRISON, L.; HOELL, A.; MICHAELSEN, J. The climate hazards infrared precipitation with stations – a new environmental record for monitoring extremes. **Scientific Data**, Londres, v. 2, n. 150066, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/sdata201566>. Acesso em: 7 mar. 2021.

GANEM, K. A.; DUTRA, A. C.; OLIVEIRA, M. T. de; FREITAS, R. M. de; GRECCHI, R. C.; VIEIRA, R. M. da S. P.; ARAI, E.; SILVA, F. B.; SAMPAIO, C. B. V.; DUARTE, V.; SHIMABUKURO, Y. E. Mapping Caatinga Vegetation using Optical Earth Observation Data – Opportunities and Challenges. **Revista Brasileira de Cartografia**, Monte Carmelo - MG, v. 72, n. 50th Anniversary Special Issue, p. 855-876, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.14393/rbcv72nespecial50anos-56543>. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/56543>. Acesso em: 16 fev. 2021.

GAO, F.; ZHANG, Y.; REN, X.; YAO, Y.; HAO, Z.; CAI, W. Evaluation of CHIRPS and its application for drought monitoring over the Haihe River Basin, China. **Natural Hazards**, Dordrecht, v. 92, p. 155-172, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11069-018-3196-0>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11069-018-3196-0>. Acesso em: 9 mar. 2021.

GEE. Google Earth Engine. **Conheça o Google Earth Engine**. Disponível em: <https://earthengine.google.com/>. Acesso em: 7 abr 2021.

GHOZAT, A.; SHARAFATI, A.; HOSSEINI, S. A. Long-term spatiotemporal evaluation of CHIRPS satellite precipitation product over different climatic regions of Iran. **Theoretical and Applied Climatology**, Viena, v. 143, p. 211-225, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00704-020-03428-5>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00704-020-03428-5>. Acesso em: 9 mar. 2021.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, Nova York, v. 202, p. 18-27, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425717302900?via%3Dihub>. Acesso em: 8 mar. 2021.

HAMED, K. H. Trend detection in hydrologic data: The Mann–Kendall trend test under the scaling hypothesis. **Journal of Hydrology**, Amsterdã, v. 349, n. 3-4, p. 350-363, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.11.009>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169407006865?via%3Dihub>. Acesso em: 25 mar. 2021.

HOLANDA, A. C. de; LIMA, F. T. D.; SILVA, B. M.; DOURADO, R. G.; ALVES, A. R. Estrutura da vegetação em remanescentes de caatinga com diferentes históricos de perturbação em Cajazeirinhas (PB). **Revista Caatinga**, Mossoró - RN, v. 28, n. 4, p. 142-150, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252015v28n416rc>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rcaat/a/XHyhsSSZPtVHkCL6vn7StGs/?lang=pt>. Acesso em: 15 fev. 2021.

HU, Y.; DONG, Y.; BATUNACUN. An automatic approach for land-change detection and land updates based on integrated NDVI timing analysis and the CVAPS method with GEE support. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, Amsterdã, v. 146, p. 347-359, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.10.008>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271618302867?via%3Dihub>. Acesso em: 8 mar. 2021.

HUETE, A.; DIDAN, K.; MIURA, T.; RODRIGUEZ, E. P.; GAO, X.; FERREIRA, L. G. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, Nova York, v. 83, n. 1-2, p. 195-213, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00096-2). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425702000962?via%3Dihub>. Acesso em: 8 mar. 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 272p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=263011>. Acesso em: 15 out. 2020.

_____. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Portal de mapas: Pedologia**. Disponível em: <https://portaldemapas.ibge.gov.br/portal.php#mapa220925>. Acesso em: 20 fev. 2021.

JARDIM, A. M. da R. F.; SILVA, M. V. da; SILVA, A. R.; SANTOS, A. dos; PANDORFI, H.; OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F. de; LIMA, J. L. M. P. de; SOUZA, L. S. B. de; ARAÚJO JÚNIOR, G. do N.; LOPES, P. M. O.; MOURA, G. B. de A.; SILVA, T. G. F. da. Spatiotemporal climatic analysis in Pernambuco State, Northeast Brazil. **Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics**, Oxford, v. 223, n. 105733, p. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jastp.2021.105733>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364682621001875?via%3Di> hub. Acesso em: 3 mar. 2022.

JOSEPH, O.; GBENGA, A. E.; LANGYIT, D. G. Desertification risk analysis and assessment in Northern Nigeria. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, [s.l.], v. 11, p. 70-82, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.04.012>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352938517300629?via%3Di> hub. Acesso em: 11 mar. 2021.

KATSANOS, D.; RETALIS, A.; MICHAELIDES, S. Validation of a high-resolution precipitation database (CHIRPS) over Cyprus for a 30-year period. **Atmospheric Research**, Amsterdã, v. 169, p. 459-464, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.05.015>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016980951500174X?via%3Di> ihub. Acesso em: 17 set. 2021.

KENDALL, M. **Rank correlation methods**, 4th ed., Griffin: London - UK, 1975.

KOGAN, F. N. Global drought watch from space. **Bulletin of the American Meteorological Society**, Boston, v. 78, n. 4, p. 621-636, 1997. DOI: [https://doi.org/10.1175/1520-0477\(1997\)078%3C0621:GDWFS%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0477(1997)078%3C0621:GDWFS%3E2.0.CO;2). Disponível em: https://journals.ametsoc.org/view/journals/bams/78/4/1520-0477_1997_078_0621_gdwfs_2_0_co_2.xml. Acesso em: 23 mar. 2021.

KOGAN, F. N. World droughts in the new millennium from AVHRR-based Vegetation Health Indices. **EOS – EOS, Transactions, American Geophysical Union**, Washington, v. 83, n. 48, p. 557-572, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1029/2002EO000382>. Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2002EO000382>. Acesso em: 22 mar. 2021.

KOGAN, F.; SALAZAR, L.; ROYTMAN, L. Forecasting crop production using satellite-based vegetation health indices in Kansas, USA. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 33, n. 9, p. 2798-2814, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.621464>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/01431161.2011.621464>. Acesso em: 22 mar. 2021.

KOGAN, F.; GUO, W. Early twenty-first-century droughts during the warmest climate. **Geomatics, Natural Hazards and Risk**, [s.l.], v. 7, n. 1, p. 127-137, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/19475705.2013.878399>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/19475705.2013.878399>. Acesso em: 22 mar. 2021.

KUPLICH, T. M.; MOREIRA, A.; FONTANA, D. Série temporal de índice de vegetação sobre diferentes tipologias vegetais no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande - PB, v. 17, n. 10, p. 1116-1123, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013001000014>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/vQ8skdpBK6CjdrnvymqZTh/?lang=pt>. Acesso em: 22 mar. 2021.

LAMCHIN, M.; LEE, J. Y.; LEE, W. K.; LEE, E. J.; KIM, M.; LIM, C. H.; CHOI, H. A.; KIM, S. R. Assessment of land cover change and desertification using remote sensing technology in a local region of Mongolia. **Advances in Space Research**, Oxford, v. 57, p. 64-77, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.asr.2015.10.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S027311771500705X?via%3Dihub>. Acesso em: 2 mar. 2021.

LAMQADEM, A. A.; SABER, H.; PRADHAN, B. Quantitative assessment of desertification in an arid oasis using remote sensing data and spectral index techniques. **Remote Sensing**, Basel, v. 10, n. 12, p. 1862-1879, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs10121862>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/10/12/1862>. Acesso em: 30 jul. 2021.

LEAL, I. R.; SILVA, J. M. C. da; TABARELLI, M.; LACHER JR, T. E. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, n. 3, p. 701-706, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00703.x>. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1523-1739.2005.00703.x>. Acesso em: 16 fev. 2021.

LI, X.; HE, B.; QUAN, X.; LIAO, Z.; BAI, X. Use of the Standardized Precipitation Evapotranspiration Index (SPEI) to characterize the drying trend in Southwest China from 1982–2012. **Remote Sensing**, Basel, v. 7, n. 8, p. 10917-10937, 2015. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs70810917>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/7/8/10917>. Acesso em: 8 mar. 2021.

LIU, C. Y.; ARYASTANA, P.; LIU, G. R.; HUANG, W. R. Assessment of satellite precipitation product estimates over Bali Island. **Atmospheric Research**, Amsterdã, v. 244, n. 105032, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105032>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169809520300557?via%3Dihub>. Acesso em: 12 set. 2021.

LUCENA, J. A. de; WANDERLEY, L. S. de A.; NÓBREGA, R. S. Risk desertification in Cabrobó/PE: Climatic conditions and human activities. **Revista Geama**, Recife - PE, v. 2, n. 2, p. 149-159, 2016. Disponível em: <http://www.journals.ufrpe.br/index.php/geama/article/view/817>. Acesso em: 16 fev. 2021.

LUIZ-SILVA, W.; OSCAR-JÚNIOR, A. C.; CAVALCANTI, I. F. A.; TREISTMAN, F. An overview of precipitation climatology in Brazil: space-time variability of frequency and intensity associated with atmospheric systems. **Hydrological Sciences Journal**, Oxford, v. 66, n. 2, p. 289-308, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1863969>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02626667.2020.1863969>. Acesso em: 3 mar. 2022.

MA, Z.; XIE, Y.; JIAO, J.; LI, L.; WANG, X. The Construction and application of an aledo-NDVI based desertification monitoring model. **Procedia Environmental Sciences**, [s.l.], v. 10, p. 2029-2035, 2011. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.318>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1878029611005135?via%3Dihub>. Acesso em: 4 fev. 2021.

MANN, H. B. Nonparametric tests against trend. **Econometrica**, Chicago, v. 13, n. 3, p. 245-259, 1945. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/pdf/1907187.pdf>. Acesso em: 21 mar. 2021.

MAO, D.; WANG, Z.; WU, B.; ZENG, Y.; LUO, L.; ZHANG, B. Land degradation and restoration in the arid and semiarid zones of China: Quantified evidence and implications from satellites. **Land Degradation & Development**, Chichester, v. 29, n. 11, p. 3841-3851, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.3135>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ldr.3135>. Acesso em: 19 jan. 2021.

MAPBIOMAS. **O Projeto**. Disponível em: <https://mapbiomas.org/o-projeto>. Acesso em: 22 mar. 2021.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; ALVALÁ, R. C. S.; CUNHA, A. P.; BRITO, S.; MORAES, O. L. L. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 90, n. 2 Suppl. 1, p. 1973-1985, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201720170206>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aabc/a/MTyRKxxGcdwCvVhGNJNTrbG/?lang=en>. Acesso em: 19 jan. 2021.

MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, L. M. Drought in Northeast Brazil – Past, present, and future. **Theoretical and Applied Climatology**, Viena, v. 129, p. 1189-1200, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00704-016-1840-8>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00704-016-1840-8>. Acesso em: 17 mar. 2021.

MARIANO, D. A.; SANTOS, C. A. C. dos; WARDLOW, B. D.; ANDERSON, M. C.; SCHILTMAYER, A. V.; TADESSE, T.; SVOBODA, M. D. Use of remote sensing indicators to assess effects of drought and human-induced land degradation on ecosystem health in Northeastern Brazil. **Remote Sensing of Environment**, Nova York, v. 213, p. 129-143, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.04.048>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425718302050?via%3Dihub>. Acesso em: 11 mar. 2021.

MARINHO, F. P.; MAZZOCHINI, G. G.; MANHÃES, A. P.; WEISSER, W. W.; GANADE, G. Effects of past and present land use on vegetation cover and regeneration in a tropical dryland forest. **Journal of Arid Environments**, Londres, v. 132, p. 26-33, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.04.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S014019631630074X?via%3Dihub>. Acesso em: 5 fev. 2021.

MARTINS, A. F.; SALCEDO, I. H.; OLIVEIRA, F. P. de; PEREIRA, W. E. Physical, chemical, and microbiological properties of soil under Different Plant Covers in the Seridó Desertification Region in the Brazilian Semiarid. **Revista**

Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa - MG, v. 43, p. e0180162, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20180162>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/R7SMCx3txSYJhz3gGwpshnz/?lang=en>. Acesso em: 16 fev. 2021.

MASCARENHAS, J. de C.; BELTRÃO B. A.; SOUZA JUNIOR L. C. de; GALVÃO M. J. da T. G.; PEREIRA S. N.; MIRANDA J. L. F. de (org.). **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea: Diagnóstico do município de Carnaubeira da Penha, Pernambuco**. Recife: CPRM/PRODEEM, 2005. 11 p. Disponível em: <https://rigeo.cprm.gov.br/handle/doc/16975>. Acesso em: 22 jan 2022.

MEDEIROS, F. J. de; OLIVEIRA, C. P. de; TORRES, R. R. Climatic aspects and vertical structure circulation associated with the severe drought in Northeast Brazil (2012–2016). **Climate Dynamics**, Berlim, v. 55, p. 2327-2341, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00382-020-05385-1>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00382-020-05385-1>. Acesso em: 3 mar. 2022.

MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; GIONGO, V.; PÉREZ-MARIN, A. M. Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos - SP, v. 72, n. 3, p. 643-653, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842012000400004>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/h5ZZj4G3qGY9mgbczwRW9rw/?lang=en>. Acesso em: 15 fev. 2021.

MENG, Y.; YANG, M.; LIU, S.; MOU, Y.; PENG, C.; ZHOU, X. Quantitative assessment of the importance of bio-physical drivers of land cover change based on a random forest method. **Ecological Informatics**, [s.l.], v. 61, n. 101204, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101204>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1574954120301540?via%3Dihub>. Acesso em: 10 jan. 2022.

NASA. **MODIS - Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer**: Sobre. Disponível em: <https://modis.gsfc.nasa.gov/about/>. Acesso em: 21 mar. 2021.

NASCIMENTO, K. R. P. **Análise da vegetação nativa no núcleo de desertificação Cabrobó: ferramentas para a conservação da Caatinga**. 2020. 148 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2020. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/38158>. Acesso em: 17 fev. 2021.

NASCIMENTO, K. R. P.; ALVES, E. R.; ALVES, M. V. da S.; GALVÍNCIO, J. D. Impacto da precipitação e do uso e ocupação do solo na cobertura vegetal na Caatinga. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, Recife - PE, v. 5, n. 2, p. 221-231, 2020. DOI: <https://doi.org/10.24221/jeap.5.2.2020.3058.221-231>. Disponível em: <http://www.ead.codai.ufrpe.br/index.php/JEAP/article/view/3058>. Acesso em: 18 nov. 2020.

NAWAZ, M.; IQBAL, M. F.; MAHMOOD, I. Validation of CHIRPS satellite-based precipitation dataset over Pakistan. **Atmospheric Research**, Amsterdã, v. 248, n. 105289, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105289>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169809520312266?via%3Dihub>. Acesso em: 17 set. 2021.

OLIVEIRA, E. M.; SELVA, V. S. F. Estudo da erosão no Seridó paraibano como indicador do processo de desertificação: Juazeirinho, Paraíba. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife - PE, v. 12, n. 3, p. 876-894, 2019. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.3.p876-894>. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/239813>. Acesso em: 16 fev. 2021.

PANDEY, V.; SRIVASTAVA, P. K.; SINGH, S. K.; PETROPOULOS, G. P.; MALL, R. K. Drought Identification and Trend Analysis Using Long-Term CHIRPS Satellite Precipitation Product in Bundelkhand, India. **Sustainability**, Basel, v. 13, n. 3, p. 1042-1060, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/su13031042>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/13/3/1042>. Acesso em: 9 mar. 2021.

PAREDES-TREJO, F. J.; BARBOSA, H. A.; KUMAR, T. V. L. Validating CHIRPS-based satellite precipitation estimates in Northeast Brazil. **Journal of Arid Environments**, Londres, v. 139, p. 26-40, 2017. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.12.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S014019631630235X?via%3Dihub>. Acesso em: 9 mar. 2021.

PRAKASH, S. Performance assessment of CHIRPS, MSWEP, SM2RAIN-CCI, and TMPA precipitation products across India. **Journal of Hydrology**, Amsterdã, v. 571, p. 50-59, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.01.036>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022169419301039?via%3Dihub>. Acesso em: 20 set. 2021.

PINHEIRO, K.; ALVES, E.; MELO, J. G.; ALVES, E.; GALVÍNCIO, J. Avaliação da sazonalidade através do NDVI na Caatinga. In: NÓBREGA R. S. et al. (org.). **Reflexões sobre o semiárido**: Obra do encontro do pensamento geográfico [livro eletrônico]. 1. ed. Ananindeua: Itacaiúnas, 2017. Cap. 18, p. 142-148. Disponível em: <https://editoraitacaiunas.com.br/produto/reflexoes-sobre-o-semiarido-obra-do-encontro-do-pensamento-geografico/>. Acesso em: 16 fev. 2021.

REBELLO, V. P. A.; GETIRANA, A.; ROTUNNO FILHO, O. C.; LAKSHMI, V. Spatiotemporal vegetation response to extreme droughts in eastern Brazil. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, [s.l.], v. 18, 100294, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100294>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352938519301685?via%3Dihub>. Acesso em: 11 mar. 2021.

REIS, L. C. dos; SANTOS E SILVA, C. M.; BEZERRA, B. G.; MUTTI, P. R.; SPYRIDES, M. H. C.; SILVA, P. E. da. Analysis of climate extreme indices in the MATOPIBA region, Brazil. **Pure and Applied Geophysics**, Basel, v. 177, p. 4457-4478, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00024-020-02474-4>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00024-020-02474-4>. Acesso em: 17 fev. 2021.

RODRIGUES, J. A. de M.; LOPES, P. M. O.; SILVA, J. L. B. da; ARAÚJO, H. L.; SILVA, M. V. da; SANTOS, A. dos; BATISTA, P. H. D.; MOURA, G. B. de A. Spatial-temporal dynamics of Caatinga vegetation cover by remote sensing in the Brazilian semiarid region. **DYNA**, Medellín, v. 87, n. 215, p. 109-117, 2020. DOI: <http://doi.org/10.15446/dyna.v87n215.87851>. Disponível em: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/dyna/article/view/87851>. Acesso em: 29 jan. 2021.

RUNNING, S. W.; MU, Q.; ZHAO, M.; MORENO, A. **User's Guide – MODIS Global Terrestrial Evapotranspiration (ET) Product**, NASA Earth Observing System MODIS Land Algorithm, versão 2.2, Collection 6, 2019. Disponível em: https://lpdaac.usgs.gov/documents/494/MOD16_User_Guide_V6.pdf. Acesso em: 14 mar. 2021.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de; ARAÚJO FILHO, J. C. de; OLIVEIRA, J. B. de; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed., revisada e ampliada. Brasília – DF: Embrapa, 2018. 356 p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/sibcs>. Acesso em: 7 mar. 2021.

SCHAAF, C. B.; GAO, F.; STRAHLER, A. H.; LUCHT, W.; LI, X.; TSANG, T.; STRUGNELL, N. C.; ZHANG, X.; JIN, Y.; MULLER, J. P.; LEWIS, P.; BARNESLEY, M.; HOBSON, P.; DISNEY, M.; ROBERTS, G.; DUNDERDALE, M.; DOLL, C.; D'ENTREMONT, R. P.; HU, B.; LIANG, S.; PRIVETTE, J. L.; ROY, D. First operational BRDF, albedo nadir reflectance products from MODIS. **Remote Sensing of Environment**, Nova York, v. 83, n. 1-2, p. 135-148, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00091-3). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425702000913?via%3Dihub>. Acesso em: 1 set. 2021.

SCHULZ, C.; KOCH, R.; CIERJACKS, A.; KLEINSCHMIT, B. Land change and loss of landscape diversity at the Caatinga phytogeographical domain e Analysis of pattern-process relationships with MODIS land cover products (2001-2012). **Journal of Arid Environments**, Londres, v. 136, p. 54-74, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.10.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196316301793?via%3Dihub>. Acesso em: 11 mar. 2021.

SCHULZ, K.; VOIGT, K.; BEUSCH, C.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S.; KOWARIK, I.; WALZ, A.; CIERJACKS, A. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdã, v. 367, p. 62-70, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.011>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112716300305?via%3Dihub>. Acesso em: 26 fev. 2021.

SHRESTHA, N. K.; QAMER, F. M.; PEDREROS, D.; MURTHY, M. S. R.; WAHID, S. Md.; SHRESTHA, M. Evaluating the accuracy of Climate Hazard Group (CHG) satellite rainfall estimates for precipitation based drought monitoring in Koshi basin, Nepal. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, [s.l.], v. 13, p. 138-151, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.08.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214581817300563?via%3Dihub>. Acesso em: 3 fev. 2022.

SEMAS-PE. Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade de Pernambuco. **Zoneamento das áreas suscetíveis à desertificação do estado de Pernambuco**. Recife, 2020. 120p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1130865/zoneamento-das-areas-susctiveis-a-desertificacao-do-estado-de-pernambuco>. Acesso em: 19 maio 2021.

SILVA, D. A. de O.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; LOPES, P. M. O.; SILVA, J. L. B. da; SANTOS, J. E. B. dos; SILVA, E. M. da; CORREIO, A. F. da S. C.; SANTOS, W. M. dos; CHINCHILLA, S. R. A.; SILVA, R. B.; CESAR, D. do N. Monitoring of degradation in the Caatinga biome in the semi-arid northeastern region, Brazil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife - PE, v. 13, n. 5, p. 2293-2303, 2020a. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.5.p2293-2303>. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/243067>. Acesso em: 16 fev. 2021.

SILVA, J. L. B. da; MOURA, G. B. de A.; FRANÇA E SILVA, E. F. de; LOPES, P. M. O.; SILVA, T. T. F. da; LINS, F. A. C.; SILVA, D. A. de O.; ORTIZ, P. F. S. Spatial-temporal dynamics of the Caatinga vegetation cover by remote sensing in municipality of the Brazilian semi-arid. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife - PE, v. 14, n. 4, e7128, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5039/agraria.v14i4a7128>. Disponível em: <http://www.agraria.pro.br/ojs32/index.php/RBCA/article/view/v14i4a7128>. Acesso em: 9 nov. 2020.

SILVA, J. L. B. da; MOURA, G. B. de A.; LOPES, P. M. O.; FRANÇA E SILVA, E. F. de; ORTIZ, P. F. S.; SILVA, D. A. de O.; SILVA, M. V. da; GUEDES, R. V. de S. Spatial-temporal monitoring of the risk of environmental degradation and desertification by remote sensing in a Brazilian Semiarid region. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife - PE, v. 13, n. 2, p. 544-563, 2020b. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.2.p544-563>. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/242500>. Acesso em: 16 fev. 2021.

SILVA, J. M. C. da; BARBOSA, L. C. F.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. The Caatinga: Understanding the Challenges. In: SILVA, J. M. C. da; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (ed.). **Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America**. 1. ed. CHAM: Springer, 2017. Cap. 1, p. 3-19. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3>. Disponível em:

<https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-68339-3>. Acesso em: 16 fev. 2021.

SILVA, M. V. da; PANDORFI, H.; LOPES, P. M. O.; SILVA, J. L. B. da; ALMEIDA, G. L. P. de; SILVA, D. A. de O.; SANTOS, A. dos; RODRIGUES, J. A. de M.; BATISTA, P. H. D.; JARDIM, A. M. da R. F. Pilot monitoring of caatinga spatial-temporal dynamics through the action of agriculture and livestock in the brazilian semiarid. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, [s.l.], v. 19, p. 100353-100361, 2020c. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100353>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352938520301452?via%3Dihub>. Acesso em: 29 jan. 2021.

SOARES, D. B.; MOTA FILHO, F. de O.; NÓBREGA, R. S. Sobre o Processo de Desertificação. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife - PE, v. 4, n. 1, p. 174-188, 2011. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v4i1.232699>. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/232699>. Acesso em: 8 fev. 2022.

TABERNER, M. C.; MARTÍNEZ, A. M.; HARO, F. J. G.; VALLS, G. C.; ROBINSON, N. P.; KATTGE, J.; RUNNING, S. W. Global estimation of biophysical variables from Google Earth Engine platform. **Remote Sensing**, Basel, v. 10, n. 8, p. 1167-1184; 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs10081167>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/10/8/1167>. Acesso em: 26 jan. 2021.

TAN, X.; MA, Z.; HE, K.; HAN, X.; JI, Q.; HE, Y. Evaluations on gridded precipitation products spanning more than half a century over the Tibetan Plateau and its surroundings. **Journal of Hydrology**, Amsterdã, v. 582, n. 124455, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124455>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022169419311904?via%3Dihub>. Acesso em: 12 set. 2021.

TOMASELLA, J.; VIEIRA, R. M. S. P.; BARBOSA, A. A.; RODRIGUEZ, D. A.; SANTANA, M. de O.; SESTINI, M. F. Desertification trends in the Northeast of Brazil over the period 2000–2016. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, Enschede, v. 73, p. 197-206, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.06.012>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S030324341830607X?via%3Dihub>. Acesso em: 11 mar. 2021.

TORRES-BATLLÓ, J.; MARTÍ-CARDONA, B. Precipitation trends over the southern Andean Altiplano from 1981 to 2018. **Journal of Hydrology**, Amsterdã, v. 590, p. 125485, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125485>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169420309458?via%3Dihub>. Acesso em: 12 set. 2021.

TOTÉ, C.; Patricio, D.; BOOGAARD, H.; WIJNGAART, R. V. D.; TARNAVSKY, E.; FUNK, C. Evaluation of Satellite Rainfall Estimates for Drought and Flood Monitoring in Mozambique. **Remote Sensing**, Basel, v. 7, n. 2, p. 1758-1776,

2015. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs70201758>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/7/2/1758>. Acesso em: 4 fev. 2022.

UNCCD. **United Nations convention to combat desertification in countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa**, A/AC.247/27, Paris, 1994; p. 4. Disponível em: https://treaties.un.org/Pages/ViewDetails.aspx?src=IND&mtdsg_no=XXVII-10&chapter=27&clang=_en. Acesso em: 16 fev. 2021.

USMAN, M.; NICHOL, J. E.; IBRAHIM, A. T.; BUBA, L. F. A spatio-temporal analysis of trends in rainfall from long term satellite rainfall products in the Sudano Sahelian zone of Nigeria. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdã, v. 260-261, p. 273-286, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.06.016>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0168192318302077?via%3Dihub>. Acesso em: 12 set. 2021.

VERBESSELT, J.; HYNDMAN, R.; NEWNHAM, G.; CULVENOR, D. Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. **Remote Sensing of Environment**, Nova York, v. 114, n. 1, p. 106-115, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.08.014>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S003442570900265X?via%3Dihub>. Acesso em: 12 set. 2021.

VERMEULEN, L. M.; MUNCH, Z.; PALMER, A. Fractional vegetation cover estimation in southern African rangelands using spectral mixture analysis and Google Earth Engine. **Computers and Electronics in Agriculture**, Nova York, v. 182, n. 105980, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.compag.2020.105980>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0168169920331859?via%3Dihub>. Acesso em: 7 mar. 2021.

VERSTRAETE, M. M.; PINTY, B. Designing optimal spectral indexes for remote sensing applications. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, Nova York, v. 34, n. 5, p. 1254-1265, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1109/36.536541>. Disponível em: <https://ieeexplore.ieee.org/document/536541>. Acesso em: 24 fev. 2021.

VICENTE-SERRANO, S. M.; BEGUERÍA, S.; LÓPEZ-MORENO, J. I. A multiscalar drought index sensitive to global warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. **Journal of Climate**, Boston, v. 23, n. 7, p. 1696-1718, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>. Disponível em: <https://journals.ametsoc.org/view/journals/clim/23/7/2009jcli2909.1.xml>. Acesso em: 7 mar. 2021.

VIEIRA, R. M. S. P.; TOMASELLA, J.; ALVALÁ, R. C. S.; SESTINI, M. F.; AFFONSO, A. G.; RODRIGUEZ, D. A.; BARBOSA, A. A.; CUNHA, A. P. M. A.; VALLES, G. F.; CREPANI, E.; OLIVEIRA, S. B. P.; SOUZA, M. S. B.; CALIL, P. M.; CARVALHO, M. A.; VALERIANO, D. M.; CAMPELLO, F. C. B.; SANTANA, M. O. Identifying areas susceptible to desertification in the Brazilian northeast. **Solid Earth**, Munique, v. 6, p. 347-360, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.5194/se->

6-347-2015. Disponível em: <https://se.copernicus.org/articles/6/347/2015/>. Acesso em: 16 fev. 2021.

WAN, Z. **MODIS Land Surface Temperature products – User's guide**, Collection 6, 2013. Disponível em: https://lpdaac.usgs.gov/documents/118/MOD11_User_Guide_V6.pdf. Acesso em: 14 Mar 2021.

WANG, Z.; SCHAAF, C. B.; SUN, Q.; SHUAI, Y.; ROMÁN, M. O. Capturing rapid land surface dynamics with Collection V006 MODIS BRDF/NBAR/Albedo (MCD43) products. **Remote Sensing of Environment**, Nova York, v. 207, p. 50-64, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.02.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425718300075?via%3Dihub>. Acesso em: 23 mar. 2021.

XU, D.; KANG, X.; QIU, D.; ZHUANG, D.; PAN, J. Quantitative assessment of desertification using Landsat data on a regional scale – A case study in the Ordos Plateau, China. **Sensors**, Basel, v. 9, n. 3, p. 1738-1753, 2009. DOI: <https://doi.org/10.3390/s90301738>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1424-8220/9/3/1738>. Acesso em: 23 fev. 2021.

YU, M.; LI, Q.; HAYES, M. J.; SVOBODA, M. D.; HEIM, R. R. Are droughts becoming more frequent or severe in China based on the Standardized Precipitation Evapotranspiration Index: 1951–2010? **International Journal of Climatology**, Chichester, v. 34, n. 3, p. 545–558, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.3701>. Disponível em: <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/joc.3701>. Acesso em: 7 mar. 2021.

ZHANG, Q.; XU, C.; ZHANG, Z. Observed changes of drought/wetness episodes in the Pearl River basin, China, using the standardized precipitation index and aridity index. **Theoretical and Applied Climatology**, Viena, v. 98, p. 89-99, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00704-008-0095-4>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00704-008-0095-4>. Acesso em: 8 mar. 2021.

ZURQANI, H. A.; POST, C. J.; MIKHAILOVA, E. A.; SCHLAUTMAN, M. A.; SHARP, J. L. Geospatial analysis of land use change in the Savannah River Basin using Google Earth Engine. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, Enschede, v. 69, p. 175-185, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.12.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0303243417302957?via%3Dihub>. Acesso em: 7 mar. 2021.