

DETECÇÃO REMOTA DE ANOMALIAS NAS CONDIÇÕES DE UMIDADE DO SOLO NOS BIOMAS DO SEALBA

Antônio Heriberto de Castro Teixeira

Inajá Francisco de Sousa

Janice Freitas Leivas

Celina Maki Takemura

Edlene Aparecida Monteiro Garçon

Franzone de Jesus Farias

RESUMO

Parâmetros obtidos por sensoriamento remoto foram usados em conjunto com dados climáticos na detecção de anomalias na umidade do solo, através do uso de índices padronizados, considerando os anos 2018, 2019, 2020 e 2021 e os períodos históricos de 2007 até cada um desses anos, classificando-se os biomas Floresta Atlântica (FA) e Caatinga (CT), dentro da zona de crescimento agrícola na costa do Nordeste do Brasil, limitada pelos estados de Sergipe (SE), Alagoas (AL) e Bahia (BA), chamada SEALBA. Para esta detecção foram considerados os valores da fração evaporativa (E_f), que é a razão do fluxo de calor latente (λE) sobre a energia disponível, representada pela diferença entre o saldo de radiação (R_n) e o fluxo de calor no solo (G). Com relação ao período histórico de 2007 a 2021, os valores máximos de E_f , tanto para FA como para CT, em torno de 0,90, são entre junho e julho, indicando as melhores condições de umidade do solo. Os menores valores são detectados entre dezembro e fevereiro, quando no bioma FA o valor médio E_f cai até 0,36 e no bioma CT até 0,21, evidenciando piores condições de umidade do solo para o crescimento das plantas. Das análises das anomalias, entre os anos de 2008 e 2021, os desvios das condições ótimas de umidade do solo puderam ser identificados quando comparados com aquelas para os períodos históricos, com potencial para suporte, tanto na indicação de épocas de plantio para a agricultura de sequeiro, como na recomendação de irrigação suplementar para agricultura irrigada.

Palavras-chave: Índices Padronizados; Balanço de Energia; Fração Evaporativa.

INTRODUÇÃO

Consumos insustentáveis dos recursos hídricos têm sido observados em todo o mundo, aumentando a competição por água entre os diferentes setores. Nestes cenários, o uso conjunto de sensoriamento remoto por satélites e dados climáticos são alternativas adequadas para o monitoramento desses impactos, dando suporte às políticas sobre o manejo dos recursos hídricos (Teixeira *et al.*, 2021). A compreensão desses impactos é crítica para restaurações ecológicas (Zhang *et al.*, 2019), demandando estudos em larga escala que orientem explorações sustentáveis desses recursos (Santos *et al.*, 2020). Aplicações de imagens de satélites, com diferentes escalas temporais e espaciais, permitem a detecção de anomalias nas condições de umidade do solo para períodos específicos (Beguería *et al.* 2014; Bento *et al.* 2018; Gouveia *et al.* 2017; Zhang *et al.* 2019).

Índices padronizados para detecção de anomalias em larga escala têm sido geralmente baseados medições da evapotranspiração (ET) a qual representa o fluxo de calor latente (λE) em milímetros de água (Kim e Rhee 2016; Vicente-Serrano *et al.* 2018). O Índice da Diferença de Vegetação Normalizado (NDVI) vem sendo largamente usado para indicação dos níveis de umidade e cobertura do solo pela vegetação (Bento *et al.* 2018), o qual foi desenvolvido por Peters *et al.* (2002), para descrever a probabilidade de variação de um valor normal sobre um longo período de dados. Entretanto, para refletir o estresse hídrico na vegetação, os valores de NDVI apresentam atrasos nas respostas (Zhang *et al.* 2019). Além do NDVI, outros parâmetros, derivados de sensoriamento remoto são importantes, como a fração evaporativa, que é a razão de λE para a energia disponível, que é altamente variável no tempo e no espaço (Teixeira *et al.* 2021). De acordo com Vicente-Serrano *et al.* (2018), o uso de parâmetros hídricos para detecção de anomalias nas regiões semiáridas é apropriado devido às instabilidades na disponibilidade de água.

Nos biomas costeiros da região Nordeste do Brasil, existem várias espécies vegetais que estão sofrendo impactos ambientais devido à desflorestamentos; aquecimentos; poluições da água, do solo e do ar; bem como de intensiva substituição da vegetação natural por culturas agrícolas (Lewinsohn e Prado, 2005), como é o caso do SEALBA, região de crescimento agrícola envolvendo os estados de Sergipe (SE), Alagoas (AL) e Bahia (BA). Essa região possui

diferentes tipos de vegetação dos biomas Caatinga (CT) e Floresta Atlântica (FA) que estão sendo substituída por culturas agrícolas, demandando estudos em larga-escala para dar suporte aos consumos dos recursos hídricos (Santos *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2017).

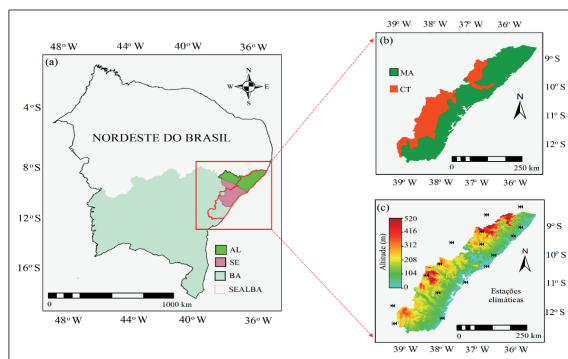
Objetivando a implementação de um sistema de monitoramento em biomas com instabilidade climática e mudanças de uso da terra, tomando SEALBA como referência, testamos o uso de imagens de sensoriamento remoto com aplicação do algoritmo SAFER (*Simple Algorithm for Evapotranspiration Retrieving*), desenvolvido por Teixeira (2010), com produtos reflectância MODIS MOD13Q1 e dados climáticos de 2007 a 2021, para determinação das condições da umidade do solo ao longo dos anos, através dos valores pixel a pixel da fração evaporativa. Além de caracterizações das condições hídricas médias, análises das anomalias de período específicos do ano foram realizadas e o sucesso dessas aplicações pode encorajar replicações dos métodos em outras condições ambientais usando simples calibrações nas equações de modelagem.

MATERIAL E MÉTODOS

Biomass e série de dados

A Figura 1 apresenta a localização do SEALBA e seus limites (Fig. 1a); biomas (Fig. 1b) de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE - www.ibge.gov.br); e altitudes com as 17 estações climáticas usadas (Fig. 1c) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET - <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/inmet>).

Figura 1. Localização da região do SEALBA no Nordeste do Brasil envolvendo os estados de Sergipe – SE, Alagoas – AL e Bahia – BA (Fig. 1a), com detalhes para os biomas (Fig. 1b), e altitudes em conjunto com as estações climáticas (Fig. 1c).



O bioma FA é caracterizado por vegetação florestal e ecossistemas associadas com planícies litorâneas. O clima é tropical úmido (Ribeiro *et al.*, 2009), sendo as condições ambientais afetadas por massas de ar úmidas chegando do Oceano Atlântico, as quais promovem elevados valores de ambos temperatura e umidade do ar bem como distribuição irregular das chuvas ao longo do ano (Francisquini *et al.*, 2020). O bioma CT tem espécies compostas por árvores e arbustos com características que permitem adaptações climáticas. Elas estão sob condições de elevadas temperaturas do ar, mas sob baixas umidades do ar, com períodos de seca ao longo do ano, o que promovem o desenvolvimento de resiliência com aumento da aridez (Beuchle *et al.* 2015; Santos *et al.*, 2014). Ambos os biomas dentro do SEALBA passam por substituição das espécies naturais por culturas agrícolas como grãos, cana-de-açúcar, explorações florestais e pastagens (Procópio *et al.* 2019).

Modelagem das condições de umidade do solo

As equações e coeficientes de regressão a seguir aplicadas com o produto reflectância do satélite MODIS com escala temporal de 16 dias, foram previamente obtidos na região Nordeste do Brasil com medições simultâneas em campo e por satélite, com a metodologia descrita detalhadamente em Teixeira (2010).

Após o corte das imagens de reflectância das bandas 1 e 2 do sensor MODIS utilizadas, o Índice da Diferença de Vegetação Normalizado (NDVI) foi calculado:

$$NDVI = \frac{\rho_2 - \rho_1}{\rho_2 + \rho_1} \quad (1)$$

onde ρ_1 e ρ_2 são as reflectâncias nas bandas 1 (vermelho) e 2 (infravermelho próximo) provenientes do sensor MODIS.

O albedo da superfície (α_0) foi calculado como:

$$a_0 = a + b r_1 + c r_2 \quad (2)$$

onde a , b e c são coeficientes de regressão 0,08, 0,41, e 0,14, respectivamente. O saldo de radiação (R_n) foi estimado pela equação de Slob:

$$(1 - \alpha_0) R_G - a_L \tau \quad (3)$$

onde τ_{sw} é a transmissividade atmosférica para comprimento de ondas curtas calculada com a razão da radiação solar global incidente na superfície (R_G) por aquela incidente no topo da atmosfera (R_a), e a_L é um coeficiente de regressão em função da temperatura do ar (T_a).

A emissividade atmosférica (ε_A) foi calculada como:

$$\varepsilon_A = a_A + b_A \tau_{sw} \quad (4)$$

onde a_A e b_A são os coeficientes de regressão 0,94 e 0,11, respectivamente. A emissividade da superfície (ε_0) foi estimada como:

$$\varepsilon_0 = a_0 \ln NDVI + b_0 \quad (5)$$

onde a_0 e b_0 são os coeficientes de regressão 0,06 e 1,00, respectivamente.

Pelo método residual a temperatura da superfície (T_0) foi estimada pela lei de Stefan-Boltzmann:

$$T_0 = \sqrt[4]{\frac{R_G (1 - \alpha_0) + \varepsilon_A T_a^4 - R_n}{\varepsilon_0}} \quad (6)$$

onde σ é a constante de Stefan-Boltzmann ($5.67 \cdot 10^{-8} \text{ W m}^{-2} \text{ K}^{-4}$).

Para estimativa da evapotranspiração atual (ET) e posterior transformação em fluxo de calor latente (λE), sua razão para a evapotranspiração de referência (ET_0) foi modelada:

$$\frac{ET}{ET_0} = \exp \left[a_{sf} + b_{sf} \left(\frac{T_0}{\alpha_0 N D V T} \right) \right] \quad (7)$$

onde a_{sf} e b_{sf} são os coeficientes de regressão 1.80 e -0.008, respectivamente. G é o fluxo de calor no solo estimado como:

$$G = R_n - a_G \exp \left[a_G \right] \quad (8)$$

onde a_G e b_G são os coeficientes de regressão 3.98 e -25.47, respectivamente.

Considerando que os valores de ET/ET_0 na passagem não diferem significativamente dos diários, o fluxo de calor latente (λE) foi estimada como:

$$\lambda E = 2,45 \left(\frac{ET}{ET_0} ET_{0,24} \right) \quad (9)$$

onde 2,45 é um fator de conversão de unidades e $ET_{0,24}$ é a evapotranspiração de referência diária calculada com os dados climáticos diários.

Para inferir as condições de umidade do solo, a fração evaporativa (Ef) foi estimada como:

$$Ef = \frac{\lambda E}{R_n - G} \quad (10)$$

Para determinação das anomalias na umidade do solo, considerando os períodos anuais e de 16 dias do produto MODIS MOD13Q1, a equação do índice padronizado abaixo foi usada (Leivas *et al.*, 2014):

$$Ef_{PD} = \frac{Ef - Ef_{média}}{Ef_{DP}} \quad (11)$$

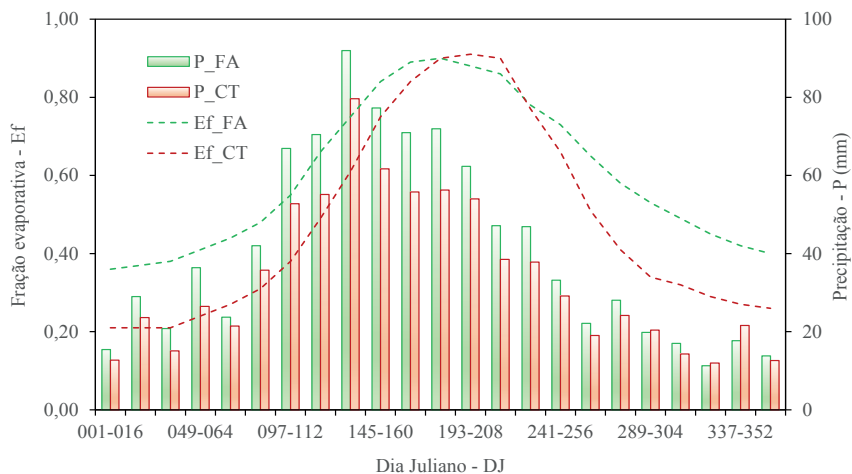
onde $E_{f_{PD}}$ é o índice padronizado, $E_{f_{média}}$ é a média histórica (15 anos) e $E_{f_{DP}}$ é o desvio padrão.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Condições médias da umidade do solo

A Figura 2 mostra os valores médios dos pixels (2007-2021) e desvios padrões (DP) da precipitação (P) e da fração evaporativa (Ef) nos biomas Floresta Atlântica (FA) e Caatinga (CT) dentro do SEALBA, na escala de 16 dias das imagens MODIS, para o período de 2007 a 2021, em termos de dias julianos (DJ).

Figura 2. Médias dos pixels e desvios padrões (DP) para precipitação (P) e fração evaporativa (Ef), no período de 16 dias das imagens MODIS, para os biomas Floresta Atlântica (FA) e Caatinga (CT) dentro do SEALBA, em termos de dias julianos (DJ), no período de 2007 a 2021.



Da Figura 2, percebe-se que a concentração das chuvas ocorre no meio do ano para ambos os biomas, FA e CT. Os maiores valores de P ocorrem entre abril e julho (DJ 097-208), quando o total médio para a escala de 16 dias é acima de 60 mm para FA e maior que 50 mm para CT. Os valores inferiores de P, com totais abaixo de 15 mm em ambos os biomas, são para o período de novembro a janeiro (DJ 305-016). Na escala anual, P de 780 mm ano-1 em CT é 83% de P em FA, com 936 mm ano-1. Para o ano de 2008, Pereira *et al.* (2010), reportaram valores anuais de P de 1313 mm ano-1 no bioma FA, um pouco

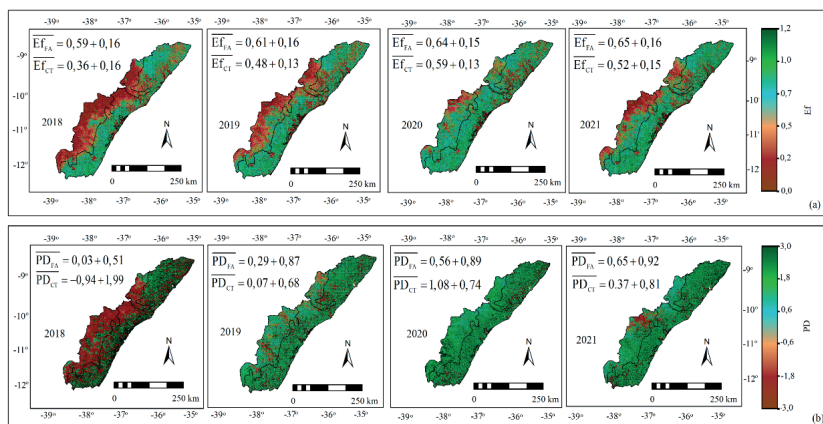
superior ao do estudo corrente. Silva *et al.* (2017) encontraram um valor anual de P no bioma CT de 430 mm ano⁻¹ com medições entre 2014 e 2015, inferior ao do presente estudo para este bioma. Como os valores da Figura 2 são para períodos históricos 15 anos, deve-se considerar que para anos específicos o total anual pode variar para acima ou abaixo dos valores históricos em ambos os biomas. Analisando a dinâmica das chuvas para os períodos de 16 dias, tanto FA como CT, dentro do SEALBA, apresentam duas estações definidas, uma seca e outra chuvosa, proporcionando melhores condições de umidade do solo no meio do ano.

O comportamento da Ef ao longo do ano é similar ao para P em ambos os biomas, porém com um atraso em torno de dois meses, tempo em que o volume de solo na zona das raízes recupera as boas condições de umidade após o período chuvoso no meio do ano. Os valores máximos tanto para FA como para CT, em torno de 0,90, são entre os meses de junho a julho (DJ 177-208). Os menores são entre dezembro e fevereiro (DJ 353-365 e 001-048), quando em FA o valor médio cai até 0,36 e em CT até 0,21. Na escala anual, o bioma FA com média de 0,60, representa condições de umidade do solo superiores em 25% às de CT, que nessa escala temporal Ef fica em torno de 0,48. Os maiores valores para o bioma FA são explicados pelo volume superior de chuvas, mas quando a umidade na zona das raízes não é um fator limitante, os valores mais elevados de Ef podem ser devidos a uma maior energia disponível (Seneviratne *et al.*, 2010).

Índice padronizado para a fração evaporativa

A Figura 3 apresenta as distribuições espaciais, médias e desvios padrões (DP) dos valores anuais da fração evaporativa – Ef (Fig. 3a) e para seu índice padronizado – PD (Fig. 3b), considerando as condições médias para os períodos de 2007 a 2018, 2007 a 2019, 2007 a 2020 e 2007 a 2021, nos biomas Floresta Atlântica (FA) e Caatinga (CT), dentro do SEALBA.

Figura 3. Distribuições espaciais, médias e desvios padrões dos valores anuais da fração evaporativa – Ef (Fig. 3a) e para seu índice padronizado – PD (Fig. 3b), considerando as condições médias para os períodos de 2007 a 2018, 2007 a 2019, 2007 a 2020 e 2007 a 2021, nos biomas Floresta Atlântica (FA e Caatinga (CT), dentro do SEALBA.



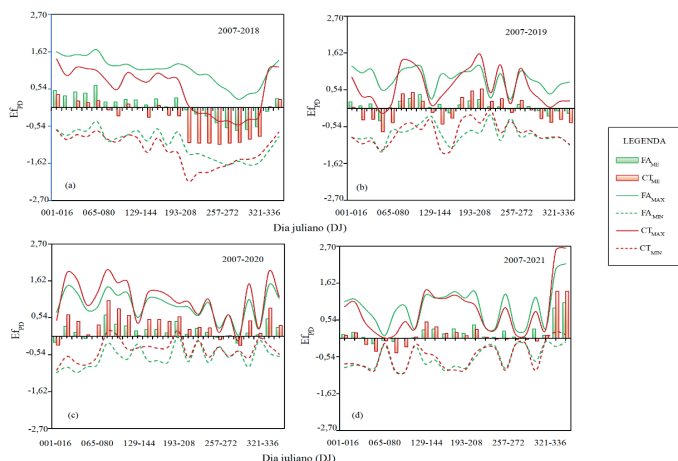
De acordo com a Figura 3a, para todos os anos analisados (2018 a 2021), os valores da Ef para o bioma FA foram em torno de 8 a 64% maiores que aqueles para CT, sendo os mais elevados em 2021, quando a média para o SEALBA foi de 0,62. Os menores valores da Ef aconteceram em 2018, quando a média para a região foi de 0,48, indicando que, em geral, com exceção do ano de 2018, a região do SEALBA apresentou boas condições de umidade do solo para o cultivo das culturas agrícolas sob dependência de chuvas (Lu *et al.*, 2011), com os maiores valores médios anuais da Ef acima de 0,60 no bioma FA e acima de 0,45 em CT.

Os valores de PD para Ef apresentados na Figura 3b, permitem a identificação de quanto, durante os anos de 2018 a 2021, as condições de umidade do solo diferem das condições médias até cada ano analisado (2007-2018, 2007-2019, 2007-2020 e 2007-2021), na escala anual (Leivas *et al.* 2014). Valores elevados de Ef indicam ótimas condições de umidade na zona das raízes (Teixeira *et al.*, 2021), enquanto baixos valores significam condições de estresse hídrico (Lu *et al.*, 2011). Os valores mais negativos de PD aconteceram no ano de 2018 em CT, com a média de -0,94 indicando condições de umidade no solo abaixo da média histórica (2007-2018). Entretanto os maiores valores positivos foram também para CT, mas em 2020, quando a média de 1,08 indicou situações mais frequentes de condições de umidade do solo acima das condições médias. Valores anuais geralmente positivos da Ef, em ambos os biomas, indicaram

elevados níveis de umidade do solo de 2019 a 2021, na região do SEALBA, com boas condições para agricultura de sequeiro (Lu *et al.*, 2011; Teixeira *et al.*, 2021).

De acordo com as médias dos pixels e desvios padrões, a Figura 4 mostra os valores máximos (MAX), médios (ME) e mínimos (MIN) do índice padronizado da fração evaporativa (EfPD) para os biomas Floresta Atlântica (FA) e Caatinga (CT) dentro do SEALBA, na escala temporal de 16 dias das imagens MODIS, em termos de dias julianos (DJ), considerando os períodos históricos de 2007-2018 (Fig. 4a), 2007-2019 (Fig. 4b), 2007-2020 (Fig. 4c) e 2007-2021 (Fig. 4d).

Figura 4. Valores máximos (MAX), médios (ME) e mínimos (MIN), para os índices padronizados da fração evaporativa (EfPD), na escala temporal de 16 dias das imagens MODIS, para os biomas Floresta Atlântica (FA) e Caatinga (CT) dentro do SEALBA, considerando os períodos de 2007 a 2018 (Fig. 4a), 2007 a 2019 (Fig. 4b), 2007 a 2020 (Fig. 4c) e 2007 a 2021 (Fig. 4d).



Para o período 2007-2018 (Fig. 4a), os valores médios positivos de PD se concentraram na primeira metade do ano em ambos os biomas (FA_{ME} e CT_{ME}), de janeiro a julho (DJ 001-208), significando elevados níveis de umidade do solo com relação às condições médias de 2007 a 2018. Os valores máximos de PD para FA ($FA_{MAX} = 1,68$) aconteceram em março (DJ 097-112), mas para CT estes foram no início de janeiro (DJ 001-016), quando chegou ao limite superior de 1,41. Os valores mínimos de PD em FA aconteceram em novembro ($FA_{MIN} = -1,67$, DJ 305-320), enquanto para CT estes foram de julho para agosto ($CT_{MIN} = -2,13$, DJ 209-224), indicando níveis de umidade bem abaixo das condições médias de 2007 a 2018.

Considerando o período de 2007 a 2019 (Fig. 4b), os valores mais negativos de PD para o bioma CT aconteceram com maior frequência no primeiro semestre, de janeiro (DJ 017) a junho (DJ 160), enquanto para FA estes ocorreram em poucas ocasiões ao longo do ano. Os valores máximos para o bioma FA foram no início do ano em janeiro ($FA_{MAX} = 1,24$, DJ 001-016), enquanto para CT estes aconteceram de julho a agosto ($CT_{MAX} = 1,78$, DJ 209-224), indicando melhores níveis de umidade do solo quando comparadas com as condições médias de 2007 a 2019. Os menores valores de PD para FA foram de fevereiro a março (DJ 049-064), enquanto para CT foram de maio a junho (DJ 145-160), sendo FA_{MIN} de -1,28 e CT_{MIN} de -1,26. Estes últimos valores de PD evidenciaram níveis de umidade para 2019 bem inferiores às condições médias de 2007 a 2019.

Analisando os valores de PD para 2020 (Fig. 4c), percebem-se poucas situações com valores negativos em ambos os biomas, FA e CT, significando melhores condições de umidade do solo na zona das raízes das plantas, quando comparados com os outros anos analisados. Os valores máximos de PD para FA foi em dezembro ($FA_{MAX} = 1,51$, DSJ 337-352), enquanto para CT foi de março a abril ($CT_{MAX} = 1,95$, DJ 081-096). Com relação aos valores mínimos, estes aconteceram no início de janeiro em ambos os biomas ($FA_{MIN} = -1,06$ e $CT_{MIN} = -0,99$, DJ 001-016), retratando piores condições de umidade na zona das raízes nesse período com relação às condições médias de 2007 a 2020.

Para o período 2007-2021 (Fig. 4d), a maioria dos valores de PD foram também positivos, tanto para FA como para CT, mas com poucas ocasiões no primeiro semestre quando foram negativos. Os valores máximos de 2,29 e 2,65 para FA e CT, respectivamente, ocorreram no final de dezembro (DJ 353-365), indicando condições ótimas de umidade para a zona das raízes das plantas, com relação às condições médias de 2007 a 2021. Os valores mínimos, também para ambos os biomas, ocorreram em abril ($FA_{MIN} = -0,98$ e $CT_{MIN} = -0,99$, DJ 097-112), evidenciando condições de estresse hídrico para a vegetação no segundo trimestre do ano de 2021, com relação às condições médias de 2007 a 2021.

CONCLUSÕES

Foi confirmada a viabilidade da aplicação do algoritmo SAFER para uso conjunto de imagens MODIS e dados climáticos para determinação em larga

escala da dinâmica das condições da umidade do solo e de suas anomalias através da estimativa da fração evapotranspirativa com uma longa série de dados na região de crescimento agrícola do SEALBA.

Das análises das anomalias, entre os anos de 2018 e 2021, os desvios das condições ótimas de umidade do solo puderam ser identificados quando comparados com aquelas para os períodos históricos, com potencial para suporte, tanto na indicação de épocas de plantio para a agricultura de sequeiro, como na recomendação de irrigação suplementar para agricultura irrigada.

Tomou-se como referência a região do SEALBA, mas o sucesso das aplicações incentiva aplicações em outras condições ambientais.

REFERÊNCIAS

- Beguiría, S *et al.* Standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) revisited: parameter fitting, evapotranspiration models, tools, datasets and drought monitoring. **International Journal of Climatology**, v. 34, p. 3001–3023, 2024.
- Bento, V.A. *et al.* A climatological assessment of drought impact on vegetation health index. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 259, p. 286–295, 2018.
- Beuchle, R. *et al.* Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, p. 116–127, 2015.
- Francisquini, M.I. *et al.* Cold and humid Atlantic Rainforest during the last glacial maximum, northern Espírito Santo state, southeastern Brazil. **Quarterly Science Review**, v. 244, p. 106489, 2020.
- Gouveia, C. *et al.* Drought impacts on vegetation activity in the Mediterranean region: an assessment using remote sensing data and multi-scale drought indicators. **Global Planetary Change**, v. 151, p. 15–27, 2017.
- Kim, D.; Rhee, J. A drought index based on actual evapotranspiration from the Bouchet hypothesis. **Geophysical Research Letters**, v. 43, p. 10277–10285, 2016.
- Leivas, J.F. *et al.* Monitoramento da seca 2011/2012 no Nordeste Brasileiro a partir do satélite SPOT-Veg e Ta TiOn e TRMM. **Engenharia na Agricultura**, v. 22, p. 211–221, 2014.
- Lewinsohn, T.M.; Prado, P.I. How many species are there in Brazil? **Conservation Biology**, v. 19, p. 619–624, 2005.
- Lu, N. *et al.* Evapotranspiration and soil water relationships in a range of disturbed and undisturbed ecosystems in the semi-arid Inner Mongolia. China. **Journal of Plant Ecology**, v. 4, p. 49–60, 2011.
- PEREIRA, D.R. *et al.* Evapotranspiration and estimation of aerodynamic and stomatal conductance in a fragment of Atlantic Forest in Mantiqueira range region. MG. **Cerne**, v. 16, p. 32–40, 2010.

- Peters, A.J. *et al.* Drought monitoring with NDVI-based standardized vegetation index. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 68, p. 71-75, 2002.
- Procopio, S. de *et al.* Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2019. (Embrapa Tabuleiros Costeiros, Documentos, 221).
- Ribeiro, M.C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.
- Santos, J.E.O. *et al.* Performance of SAFER evapotranspiration using missing meteorological data. **Agricultural Water Management**, v. 233, p. 1-8, 2020.
- Santos, M.G. *et al.* Caatinga, the Brazilian dry tropical forest: can it tolerate climate changes? **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, v. 26, p. 83-99, 2014.
- SENEVIRATNE, S.I. *et al.* Investigating soil moisture-climate interactions in a changing climate: A review. **Earth Science Review**, v. 99, p. 125-161, 2010.
- Silva, P.F. da *et al.* Seasonal patterns of carbon dioxide, water, and energy fluxes over the Caatinga and grassland in the semi-arid region of Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 147, p. 71-82, 2017.
- Teixeira, A.H. de C. Determining regional actual evapotranspiration of irrigated and natural vegetation in the São Francisco River basin (Brazil) using remote sensing and Penman-Monteith equation. **Remote Sensing**, v. 2, p. 1287-1319, 2010.
- Teixeira, A.H. de C. *et al.* Energy balance and irrigation performance assessments in lemon orchards by applying the SAFER algorithm to Landsat 8 images. **Agricultural Water Management**, v. 247, p. 1- 9, 2021.
- Vicente-Serrano, S.M. *et al.* Global assessment of the standardized evapotranspiration deficit index (SEDI) for drought analysis and monitoring. **Journal of Climate**, v. 31, p. 5371-5393, 2018.
- ZHANG, L. *et al.* Monitoring drought effects on vegetation productivity using satellite solar-induced chlorophyll fluorescence. **Remote Sensing**, v. 11, p. 1-18, 2019.