



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA**  
**AGRÍCOLA**



**INVESTIGAÇÃO DE PROCESSOS HIDROLÓGICOS E DE DINÂMICA  
DE UMIDADE DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO  
IPANEMA: EXPERIMENTAÇÃO E MODELAGEM**

**Frederico Abraão Costa Lins**

**Recife**

**2022**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA**  
**AGRÍCOLA**



**INVESTIGAÇÃO DE PROCESSOS HIDROLÓGICOS E DE DINÂMICA  
DE UMIDADE DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO  
IPANEMA: EXPERIMENTAÇÃO E MODELAGEM**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola – PGEA da Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE como parte das exigências para obtenção do título de **Doutor** em Engenharia Agrícola. Área de Concentração: Engenharia de Água e Solo. Linha de Pesquisa: Hidrologia/Sensoriamento Remoto.

**Recife**

**2022**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
Sistema Integrado de Bibliotecas  
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- L759i Lins, Frederico Abraão Costa  
Investigação de processos hidrológicos e de dinâmica de umidade do solo na bacia hidrográfica do Rio Ipanema: experimentação e modelagem / Frederico Abraão Costa Lins. - 2022.  
126 f. : il.
- Orientador: Abelardo Antonio de Assuncao Montenegro. Coorientadora: Weronica Meira de Souza.  
Inclui referências, apêndice(s) e anexo(s).
- Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Recife, 2022.
1. recursos hídricos. 2. modelagem hidrológica. 3. sensoriamento remoto. 4. mudanças climáticas. 5. mudanças de uso do solo. I. Montenegro, Abelardo Antonio de Assuncao, orient. II. Souza, Weronica Meira de, coorient. III. Título
-

**FREDERICO ABRAÃO COSTA LINS**

**INVESTIGAÇÃO DE PROCESSOS HIDROLÓGICOS E DE DINÂMICA  
DE UMIDADE DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO  
IPANEMA: EXPERIMENTAÇÃO E MODELAGEM**

---

**Prof. Dr. Abelardo Antônio de Assunção Montenegro – UFRPE**  
(Orientador)

---

**Prof. Dr. Geber Barbosa de Albuquerque Moura – UFRPE**  
(Examinador interno)

---

**Prof. Dr. Thieres George Freire da Silva - UFRPE**  
(Examinador interno)

---

**Prof. Dra. Werônica Meira de Souza - UFAPE**  
(Examinadora externa)

---

**Prof. Dra. Carlyne Wanessa Lins de Andrade Farias - UFPB**  
(Examinadora externa)

DEDICO:

Aos meus pais Abraão e Betânia

Ao meu irmão Felipe

A todos meus amigos e familiares

“Quando alguém encontra seu caminho precisa ter coragem suficiente para dar passos errados.  
As decepções, as derrotas, o desânimo são ferramentas que Deus utiliza para mostrar a  
estrada.”

(Paulo Coelho)

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Antônio Abraão Lins Filho e Betânia Ribeiro Costa, pois sem eles nada disso seria possível e é para eles que a cada dia acordo pensando em ser uma pessoa melhor;

Ao meu irmão Felipe Ribeiro Costa Lins por estar sempre ao meu lado em todos os momentos;

Ao meu amigo e irmão Alberes Amorim por todo apoio, por abrir a porta da sua casa sem pestanejar e provar que família é muito além que laços de sangue;

Ao meu professor e orientador Abelardo Montenegro, por ter, com muita paciência me orientado neste trabalho e por ser um ser humano o qual tive a sorte de conhecer e trabalhar;

À todos professores, que tive oportunidade de receber seus ensinamentos, em especial as professoras Werônica Meira e Carolyne Farias;

Aos todos meus companheiros do PGEA, que tanto me deram força e auxílio nessa caminhada, em especial Jhon Lennon, Ailton Carvalho, Thayná Almeida, Iug Lopes, Hélio, Aline Chagas, Leandro, Andrey, Valentin, Adiel, Fernando, Fernanda, Fred, Bruno, Pedro, Douglas, Diego, Diógenes, Francisco e Laercia.

À minha namorada Ana Flávia, por todo amor, carinho e companheirismo que a mim concede;

Aos meus amigos e irmãos, Alan, Eduardo, Rodrigo e Felipe por fazer parte e acompanhar toda essa jornada, aos meus amigos de infância, Edu, Gledson, Diego, Ygor, Millena, Edla, Clivyan e Cléssyo por fazer parte de toda minha formação pessoal;

E a todos aqueles que têm participação fundamental na minha caminhada: Wellane, Valentina, Adenires, Taciana, César, Rômulo, Gildo, Jorge, Thiago, Rodrigo, Ciro, Charles, Edson, Ewerton, Andrew e todos os meus tios, tias, primos e primas;

Agradeço também Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco – FACEPE pela concessão da bolsa (IBPG-0446-5.03/18).

À todas pessoas que de forma direta ou indireta contribuíram para a realização de mais essa etapa da minha vida, muito obrigado!

## RESUMO GERAL

A investigação dos processos hidrológicos em bacias hidrográficas é um tema fundamental para o subsídio de medidas que otimizem a utilização e o gerenciamento dos recursos hídricos. Este tema torna-se ainda mais relevante quando a região da bacia hidrográfica é o semiárido brasileiro, visto que grande parte desta área convive com a escassez de recursos hídricos, causada principalmente pela variabilidade interanual da precipitação com chuvas irregulares e com eventos de seca severos, bem como uma rede hidrográfica com rios intermitentes e efêmeros que não agregam segurança hídrica por muito tempo. Dessa forma, uma importante alternativa para aumentar a segurança hídrica é aproveitar o conteúdo de água no solo, uma vez que a umidade do solo interfere de forma marcante nos estoques hídricos, sendo influenciada pelas precipitações, pelo uso e ocupação do solo, pela vegetação, e pela adoção de práticas conservacionistas. Assim, estimativas de parâmetros hídricos e da vegetação em condições de mudança de uso da terra se tornam muito importantes em bacias hidrográficas para suporte ao planejamento e usos múltiplos em reservatórios, sejam superficiais ou subterrâneos. A acoplagem de tais variáveis na modelagem hidrológica é capaz de reduzir as incertezas nas estimativas, e tornar mais efetivo o processo de gestão. A partir da modelagem de processos hidrológicos e parâmetros biofísicos, é possível aprofundar os estudos sobre os impactos dos fenômenos meteorológicos no uso e ocupação de solo, e na resposta hidrológica da bacia hidrográfica. Dessa forma a utilização de modelos climáticos associados à modelagem hidrológica, converge para um grande potencial no gerenciamento de recursos hídricos, uma vez que a previsão dos impactos das mudanças climáticas pode gerar previamente medidas mitigadoras, para evitar principalmente, a desertificação de áreas de risco no semiárido. O presente estudo tem como objetivo investigar a dinâmica espaço temporal de dados biofísicos, da cobertura vegetal, da umidade no solo e processos hidrológicos em bacia hidrográfica inserida no bioma Caatinga no semiárido Pernambucano, fortalecendo a gestão dos recursos hídricos e a participação dos usuários. A utilização de dados de umidade do solo, bem como de dados alternativos de evapotranspiração provenientes de sensoriamento remoto, na modelagem hidrológica se mostrou de grande relevância sendo uma alternativa viável em bacias hidrográficas do semiárido. As projeções climáticas para a Bacia Experimental do Riacho Jatobá (BERJ), preveem redução da precipitação e aumento da temperatura até o final do século, impactando na redução da disponibilidade hídrica. Entretanto, pode-se observar que a conservação e o reflorestamento de Áreas de Preservação Permanente (APPs), pode reduzir os impactos das mudanças climáticas na BERJ. Espera-se que os resultados deste estudo possam subsidiar planos de conservação e revitalização de bacias hidrográficas no semiárido.

**Palavras-chave:** recursos hídricos, modelagem hidrológica, sensoriamento remoto, mudanças climáticas, mudanças de uso do solo.

## GENERAL ABSTRACT

The investigation of hydrological processes in watersheds is a fundamental topic for the support of measures that optimize the use and management of water resources. This issue becomes even more relevant when the watershed region is the Brazilian semiarid, since a large part of this area is subjected to scarcity of water resources, caused mainly by the interannual variability of precipitation with irregular events and severe droughts, as well as a hydrographic network with intermittent and ephemeral rivers that do not add water security for a long time. Thus, an important alternative to increase water security is to take advantage of the water content in the soil, since soil moisture significantly interferes with water stocks, being influenced by rainfall, land use, vegetation, and the adoption of conservationist practices. Thus, estimates of water and vegetation parameters under conditions of land use change become very important in watershed to support planning and multiple uses in reservoirs, whether surface or underground. The coupling of such variables in the hydrological modeling is able of reducing the uncertainties in the estimates, and making the management process more effective. From the modeling of hydrological processes and biophysical parameters, it is possible to deepen studies on the impacts of meteorological phenomena on land use, and on the hydrological response of the watershed. In this way, the use of climate models associated with hydrological modeling converges to a high potential in the management of water resources, since the prediction of the impacts of climate change can previously generate mitigating measures, mainly to avoid the desertification of risk areas in the semiarid. The present study aims to investigate the space-time dynamics of biophysical data, vegetation cover, soil moisture and hydrological processes in a watershed inserted in the Caatinga biome in the semiarid region of Pernambuco, strengthening the management of water resources and the participation of users. The use of soil moisture data, as well as alternative evapotranspiration data from remote sensing, in hydrological modeling proved to be of great relevance, being a viable alternative in semiarid watersheds. The climatic projections for the Experimental Basin of the Jatobá Stream (BERJ) predict a reduction in precipitation and an increase in temperature by the end of the century, impacting on the reduction of water availability. However, it can be seen that the conservation and reforestation of Permanent Preservation Areas can reduce the impacts of climate change in BERJ. It is expected that the results of this study can support plans for the conservation and revitalization of watersheds in the semiarid region.

**Keywords:** water resources, hydrological modeling, biophysical parameters, climate change.

## SUMÁRIO

CAPÍTULO I – Introdução Geral e Revisão .....	4
1. INTRODUÇÃO.....	4
2. HIPÓTESES E OBJETIVOS .....	5
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	6
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	22
CAPÍTULO II - Dinâmica de umidade do solo e impacto das mudanças climáticas e de uso do solo em bacia experimental no semiárido.....	30
INTRODUÇÃO.....	31
MATERIAL E MÉTODOS.....	35
RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	44
CONCLUSÕES .....	62
REFERÊNCIAS .....	63
CAPÍTULO III - Análise da dinâmica temporal da evapotranspiração real em uma bacia hidrográfica do semiárido através de modelagem hidrológica e sensoriamento remoto.....	70
INTRODUÇÃO.....	71
MATERIAL E MÉTODOS.....	73
RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	79
CONCLUSÕES .....	90
REFERÊNCIAS .....	91
CAPÍTULO IV - Estimativa da umidade do solo a partir de parâmetros biofísicos obtidos por sensoriamento remoto em bacia experimental do semiárido brasileiro.....	96
INTRODUÇÃO.....	97
MATERIAL E MÉTODOS.....	99
RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	106
CONCLUSÕES .....	116
REFERÊNCIAS .....	116
CAPÍTULO V – Considerações finais .....	120
CONTRIBUIÇÕES CIENTÍFICAS E TECNOLÓGICAS.....	121
ANEXOS.....	122

## **CAPÍTULO I – Introdução Geral e Revisão**

### **1. INTRODUÇÃO**

A região semiárida do Nordeste brasileiro apresenta limitada disponibilidade de recursos hídricos, em virtude do regime pluviométrico irregular, com chuvas mal distribuídas temporal e espacialmente, e predominância de solos rasos, com baixa capacidade de retenção de água. Isto torna essencial a gestão das águas nas bacias hidrográficas, além da proteção dos solos e dos mananciais para desenvolvimento sustentável, conforme ressaltado por Montenegro et al. (2013).

Para um gerenciamento adequado dos potenciais hídricos, é fundamental desenvolver um programa permanente de monitoramento hidrológico e análise de dados, cuja confiabilidade torna-se maior à medida em que as séries históricas ficam mais extensas, e amplia-se o número de variáveis monitoradas, além do número de estações de medição, sendo estas informações importantes para redução das incertezas nas estimativas de estoques hídricos (Silva et al., 2012). Adicionalmente, métodos indiretos de avaliação de variáveis, a partir de sensoriamento remoto, são capazes de incrementar a confiabilidade dos balanços hídricos e de energia. Franco e Bonumá (2017) ressaltaram que informações de evapotranspiração a partir de sensoriamento remoto reduziram significativamente as incertezas na modelagem hidrológica, na Bacia do Alto Rio Negro, no Sul do Brasil. Já Coelho et al. (2017) utilizaram técnicas de sensoriamento remoto associadas à medições de níveis potenciométricos conduzidos pelo Laboratório de Água e Solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco para avaliar a recarga em aluvião, na Bacia do Alto Ipanema, Pernambuco, a qual será adotada neste estudo.

Dentre as variáveis hidrológicas de relevância para o balanço hídrico em bacias hidrográficas do semiárido, a umidade do solo interfere de forma marcante nos estoques hídricos, sendo influenciada pelas precipitações, pelo uso e ocupação do solo, pela vegetação, e pela adoção de práticas conservacionistas. Assim, estimativas de parâmetros hídricos e da vegetação em condições de mudança de uso da terra se tornam muito importantes em bacias hidrográficas para suporte ao planejamento e usos múltiplos em reservatórios, sejam superficiais ou subterrâneos. A acoplagem de tais variáveis na modelagem hidrológica é capaz de reduzir as incertezas nas estimativas, e tornar mais efetivo o processo de gestão.

A partir da formulação de diversos algoritmos utilizados na modelagem de processos hidrológicos e parâmetros biofísicos, é possível aprofundar os estudos sobre os impactos dos fenômenos meteorológicos no uso e ocupação de solo, e na resposta hidrológica da bacia hidrográfica. Dessa forma, a utilização de modelos climáticos associados à modelagem hidrológica, converge para um grande potencial no gerenciamento de recursos hídricos, uma vez que a previsão dos impactos das mudanças climáticas, pode gerar previamente medidas mitigadoras para evitar principalmente a desertificação de áreas de risco no semiárido.

As previsões de mudanças climáticas e ambientais têm sido cada vez mais estudadas pela comunidade científica, a fim de subsidiar medidas que minimizem os possíveis impactos ao meio ambiente e, conseqüentemente, à sociedade. A previsão de mudanças climáticas é de grande relevância para o semiárido brasileiro, uma vez que esta possui uma população estimada de aproximadamente 24 milhões de habitantes (12% da população nacional), onde diversas comunidades rurais vivem em condições de extrema pobreza como consequência da escassez dos recursos hídricos, que por sua vez, são afetados pelos grandes períodos de seca (IBGE, 2014; Santos et al. 2019; Fontes Júnior & Montenegro, 2019).

Dentro deste contexto, foram desenvolvidas avaliações hidrológicas em bacia experimental do semiárido de Pernambuco, associando experimentação de campo a modelagem hidrológica e climática, acopladas a técnicas de sensoriamento remoto.

## **2. HIPÓTESES E OBJETIVOS**

### **2.1 Hipóteses**

- A utilização do sensoriamento remoto como ferramenta de investigação subsidiará adequada descrição da dinâmica da vegetação e da água no solo em microbacia experimental do semiárido;
- A incorporação da medição da umidade do solo na modelagem hidrológica é capaz de reduzir as incertezas nas estimativas dos estoques hídricos em microbacia do semiárido;
- O reflorestamento estratégico em microbacias do semiárido aumentará a disponibilidade hídrica;
- A análise da previsão de cenários climáticos futuros pode subsidiar efetivamente entendimento aos processos hidrológicos na bacia hidrográfica e associado ao reflorestamento

é capaz de mitigar os efeitos das mudanças climáticas previstas para o semiárido de Pernambuco.

## **2.2 Objetivo geral**

Investigar a dinâmica espaço temporal de dados biofísicos, da cobertura vegetal, da umidade no solo e processos hidrológicos em bacia hidrográfica experimental de pequenas dimensões inserida no bioma Caatinga no semiárido Pernambucano, visando avaliar a disponibilidade hídrica na região, fortalecendo a gestão dos recursos hídricos e a participação dos usuários.

## **2.3 Objetivos específicos**

- Avaliar a Dinâmica de umidade do solo e impacto das mudanças climáticas e de uso do solo em bacia experimental no semiárido;
- Analisar a dinâmica temporal da evapotranspiração real em uma bacia hidrográfica do Semiárido através de modelagem hidrológica e sensoriamento remoto;
- Estimar a umidade do solo a partir de parâmetros biofísicos obtidos por sensoriamento remoto em bacia experimental do semiárido brasileiro
- Identificar locais estratégicos em bacia experimental para recuperação de nascentes com a participação de usuários de recursos hídricos, e articulação com Comitês de Bacias Hidrográficas.

## **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **3.1 Hidrologia do semiárido**

O semiárido é extremamente suscetível a secas, cuja gravidade e duração dependem de diversos fatores (Rocha Junior et al., 2020). Dentre os fenômenos naturais adversos, a seca é destacada por Marengo et al. (2017) como o fator que mais afeta a sociedade, atuando em grandes extensões territoriais da região Nordeste do Brasil e com eventos que duram por longos períodos de tempo. Ao longo dos anos notam-se problemáticas cada vez mais frequentes sobre as regiões do semiárido brasileiro, sendo a escassez hídrica, por exemplo, cada vez mais presente em função dos períodos de seca. Dessa forma, o monitoramento

climático destas regiões torna-se fundamental para o gerenciamento dos recursos hídricos, logo, o uso intensivo dos recursos hídricos para atender ao consumo humano, à indústria e à agricultura irrigada, vem obrigando a adoção de práticas de regulação e controle deste recurso, onde o gerenciamento atua visando minimizar os desperdícios e otimizar seus usos múltiplos (Campos, 2012; Souza Filho, 2015).

A ausência de planejamento e gestão em quantificar a precipitação pluvial, por exemplo, favorece a deficiência hídrica, que somadas aos eventos de seca e variações meteorológicas causam diversos transtornos para as áreas semiáridas (Souza et al., 2013; Lopes et al., 2017).

A precipitação pluviométrica é a variável climatológica mais importante nos trópicos, considerada uma das principais componentes meteorológicas nos estudos sobre a disponibilidade hídrica, exercendo papel dominante sobre os padrões de respostas das condições ambientais e do balanço hídrico climatológico. É também um dos elementos meteorológicos fundamentais para aplicações em modelagem hidrológica na unidade básica de planejamento de uma bacia hidrográfica. Porém, observar e analisar a precipitação com consistência é um grande desafio, devido às variações espaço-temporais e mudanças climáticas, falhas nas séries temporais com alta presença de erros de leitura e registro dos instrumentos, tanto manuais como automáticos, o que dificulta ainda mais a compreensão desta variável (Santos et al., 2016; Silveira et al., 2016; Santos e Sousa, 2018). A marcante variabilidade da precipitação nas regiões semiáridas tem elevado impacto na cobertura vegetal, e nos processos hidrológicos, onde predominam solos rasos. A distribuição pedológica dessa região está fortemente relacionada com o clima, material de origem, vegetação e o relevo. Os solos de maior ocorrência são os das classes dos Neossolos Quartzarênicos, Planossolos, Cambissolos, Vertissolos, Luvisolos e, nas áreas mais movimentadas, principalmente, Neossolos Litólicos (Correia et al., 2011).

Diante o exposto, a gestão eficaz e o monitoramento dos recursos hídricos nas regiões semiáridas possuem importância fundamental, tendo em vista que o regime hidrológico dos seus rios intermitentes é crítico, pois o mesmo depende de um regime pluviométrico regular, e das sazonalidades, tanto em escala de tempo mensal, quanto anual. Atualmente uma das alternativas para o suporte do gerenciamento hídrico está na modelagem hidrológica e no monitoramento da superfície via sensoriamento remoto, porém devido ao regime intermitente dos rios e riachos, a variável com grande potencial para ser utilizada na modelagem hidrológica no semiárido é a umidade do solo.

### 3.2 Umidade do solo

A umidade do solo é a principal fonte de água para agricultura e vegetação natural. No semiárido brasileiro, a manutenção da caatinga, vegetação nativa da região, está diretamente associada à evapotranspiração e a taxa de crescimento das plantas, além de ser diretamente impactada pela ocorrência de seca agrícola (Peng et al., 2017). Sua dinâmica é afetada por vários fatores, como regime de chuvas, evaporação, temperatura, características do solo (textura, densidade, porosidade) e características do uso e cobertura do solo (Queiroz et al., 2020).

A compreensão da dinâmica da umidade do solo pode auxiliar no entendimento do comportamento hidrológico da bacia, dos processos de cultivo, do manejo da irrigação e na gestão sustentável dos recursos hídricos (Uniyal et al., 2017). A variação espacial e temporal da umidade do solo tem grande importância na hidrologia. O entendimento do comportamento dessa variável e compreender a sua sensível relação com os diversos fatores ambientais, pedológicos e meteorológicos é essencial para auxiliar o manejo agrícola e promover a sua utilização de forma adequada (Araújo et al., 2019).

Segundo Lima et al. (2012), existem diferentes métodos, diretos e indiretos, para a determinação do conteúdo de água no solo e que podem ser empregados nas atividades de monitoramento da umidade do solo. Os métodos diretos envolvem a separação da matriz do solo e permite a leitura direta da água extraída, destacando-se o método gravimétrico, que é considerado o método-padrão para calibração dos métodos indiretos (Santos Neto, 2015; Araújo, 2016). Por outro lado, os métodos indiretos estimam a umidade do solo a partir de medição de outras propriedades que podem ser relacionadas ao seu conteúdo de água em um dado momento (Lima et al., 2012), como a constante dielétrica (ou permissividade dielétrica), condutividade elétrica, capacidade térmica, susceptibilidade magnética (Topp e Ferré, 2002), ou ainda através de imagens orbitais (Uniyal et al., 2017).

Melo e Montenegro (2015) investigaram a variabilidade temporal da umidade do solo na superfície e subsuperfície, sob condições de cobertura vegetal de caatinga e pasto, em uma bacia experimental na região do semiárido pernambucano, utilizando Sonda de Nêutrons. Foi observado que as diferentes condições de cobertura vegetal e características dos solos induzem a variação espacial da umidade do solo na bacia, e que variabilidade da umidade é menor durante o período chuvoso. Na mesma bacia Montenegro et al. (2019), investigaram o

comportamento da umidade do solo sob diferentes coberturas e, constataram maiores umidades em áreas de Caatinga.

Trabalhos atuais têm sido propostos, ressaltando o potencial da umidade do solo na modelagem hidrológica. Uniyal et al. (2017) por exemplo utilizou dados de umidade do solo estimados via sensoriamento remoto utilizando imagens Landsat 7 e 8 e TDR (*Time Domain Reflectometer*) e analisou juntamente com os dados de umidade do solo do modelo SWAT em duas bacias na Alemanha. Ainda enfatizando a umidade do solo para a modelagem hidrológica, Tian et al. (2019) avaliaram os padrões de resposta da umidade do solo, ao longo do perfil do solo, a eventos de chuva sob diferentes coberturas do solo (prado, cerrado, pastagem de alta cobertura, pastagem de cobertura média e terreno estéril) para cinco camadas no perfil do solo (0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-50 cm e 50-70 cm). O estudo foi realizado em áreas de montanhas na bacia hidrográfica do Rio Heihe, na China. Simulações com modelo de fluxo em meios porosos (HYDRUS-1D) foram usadas para analisar melhor o efeito da cobertura do solo na dinâmica da umidade do solo. Foi detectado que a taxa de incremento de umidade do solo diminuiu significativamente com a profundidade para todas as coberturas do solo, exceto para pastagem de alta cobertura, e que o padrão temporal de aumento da umidade do solo foi altamente variável ao longo dos perfis de solo, dependendo do tipo de cobertura do solo.

A umidade do solo é uma variável de alta relevância nos para os processos hidrológicos e de grande impacto na modelagem hidrológica. Wang et al. (2019) investigaram a interação planta-umidade do solo e efeitos eco-hidrológicos da umidade do solo. Os autores realizaram uma ampla revisão do estado atual do assunto abordado e verificaram que a distribuição da umidade do solo afeta significativamente os processos eco-hidrológicos, como escoamento, infiltração, evaporação, morfologia e função da planta (por exemplo, transpiração e taxa fotossintética). A umidade do solo, evapotranspiração e fatores atmosféricos (por exemplo, déficit de pressão de vapor) estão intimamente ligados na transição dos regimes de umidade do solo (variando de condições de solo seco a úmido).

Sabendo-se então da relevância da umidade do solo e de sua íntima relação com o uso do solo, uma metodologia promissora para sua estimativa é o sensoriamento remoto, bem como a associação de parâmetros biofísicos com dados medidos *in situ*, sendo dessa forma a estimativa passível de validação.

### 3.3 Sensoriamento Remoto

Nos últimos anos, o geoprocessamento e as técnicas de sensoriamento remoto têm desempenhado um papel fundamental no fornecimento de informações para o gerenciamento de recursos hídricos e naturais. O sensoriamento remoto tem assumido papel importante no monitoramento e estimativa dos diversos fenômenos meteorológicos e ambientais servindo de suporte para compreender, de forma mais precisa, os fenômenos meteorológicos e as mudanças climáticas, possibilitando a tomada de decisão para preservação ambiental (Meneses e Almeida, 2012; Giongo e Vettorazzi, 2014; Leite et al., 2017; Silva et al., 2019).

Deste modo, a compreensão das mudanças climáticas locais e os eventos de seca severos são de extrema importância. Ter-se o conhecimento de como funcionam, por exemplo, as componentes do balanço de radiação e energia à superfície terrestre em bacias hidrográficas é essencial, destacando principalmente as pesquisas sobre os parâmetros biofísicos como, albedo e temperatura da superfície, índices de vegetação, umidade e evapotranspiração, excelentes indicadores das mudanças ambientais no semiárido, promovendo a detecção de áreas degradadas (Silva e Galvêncio, 2012; Bezerra et al., 2014; Silva et al., 2016; Lins et al., 2017; Silva et al., 2019).

Silva et al. (2010) constataram que o sensoriamento remoto tem permitido a obtenção e a estimativa, com elevado grau de precisão, do albedo da superfície, de índices de vegetação, da temperatura da superfície, da emissividade, dos balanços de radiação e de energia à superfície e da evapotranspiração. Sendo assim, é capaz de proporcionar subsídios sobre área irrigada, tipo de cultura, desenvolvimento de biomassa, produtividade das culturas, necessidade de água das culturas, salinidade e perdas de água. Ferreira et al. (2013) também citam as técnicas sensoriamento remoto como alternativas para a análise ambiental, bem como para o monitoramento e planejamento na utilização dos recursos naturais.

Almeida (2018) identificou a presença de pequenos reservatórios, bem como estimou o volume em função da área do espelho d'água utilizando o índice NDWI (*Normalized Difference Water Index*) e classificação supervisionada pelo método Maxver-ICM a partir de imagens do satélite Landsat 8. A área de estudo contemplada foram as bacias hidrográficas dos Rios Caririnha, Casa Velha e Rio das Rãs, e dos Riachos Santana e Pitubas, as 5 bacias hidrográficas são afluentes do Rio São Francisco e estão localizadas na região noroeste de Minas Gerais e sudoeste da Bahia.

A utilização de imagens de satélites com diferentes resoluções espaciais, temporais e radiométricas, têm sido utilizadas como suporte às pesquisas, monitoramento e planejamento socioambiental. Para utilização de maneira efetiva das imagens, as mesmas são submetidas a técnicas de geoprocessamento, que através de algoritmos permitem a geração de parâmetros biofísicos da superfície. Um dos algoritmos mais utilizados é o SEBAL (*Surface Energy Balance Algorithm For Land*).

O SEBAL é um modelo desenvolvido por Bastiaanssen (1995), capaz de estimar os componentes do balanço de energia e, por conseguinte, da evapotranspiração, baseado em combinações de relações empíricas e parametrizações físicas (Bastiaanssen et al., 1998). Segundo Courault et al. (2003), o método utiliza-se apenas das radiâncias espectrais registradas em sensores de satélites e de um conjunto mínimo de dados meteorológicos de superfície que incluem a velocidade do vento e a temperatura do ar para estimar o balanço de energia à superfície da terra.

De acordo com Compaoré et al. (2008), o SEBAL se destaca entre os demais algoritmos pelas seguintes razões: (1) Consiste em um algoritmo baseado fisicamente em análises de imagens de satélite e requer um mínimo de informações meteorológicas; (2) Faz uso de um grande número de variáveis ambientais e não as assume constantes espacialmente como é feito em muitos outros métodos; (3) É reduzida a necessidade da correção atmosférica das informações em comprimentos de onda curta e térmica nas imagens. Isto amplia a aplicabilidade do SEBAL, uma vez que as medições necessárias para correções atmosféricas não estão frequentemente disponíveis; (4) Não somente é aplicado com o uso de imagens Landsat com resolução espacial de 30 a 120 m, mas também com imagens de outros sensores como o AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*) e o Modis (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), os quais possuem resolução espacial que variam de 250 a 1100 m.

O SEBAL é um modelo que se notabiliza por requerer poucas relações e suposições empíricas e por fazer uso de dados multiespectrais de satélites complementados com poucas informações de superfície, tais como temperatura do ar e velocidade do vento, que são facilmente obtidas nas estações meteorológicas (Nicácio, 2008).

Segundo Ferraz et al. (2009), o SEBAL é baseado no balanço dos fluxos de energia a superfície que é proporcional ao saldo de radiação. O balanço de radiação ou saldo de radiação ( $R_n$ ), por sua vez, consiste na diferença da radiação de ondas curtas que incide e

reflete da superfície e da radiação de ondas longas incidente, refletida e emitida pela superfície. Desta forma, o saldo de radiação pode ser definido como a energia radiativa superficial, disponível para os diversos processos físico-bióticos, notadamente a evapotranspiração.

Coelho et al. (2017) estimaram a recarga subterrânea em vale aluvial da bacia do Rio Ipanema aplicando o método de balanço hídrico por meio de sensoriamento remoto (SR) e Sistemas de Informações Geográficas (SIG). Este estudo permitiu espacializar a recarga subterrânea a partir da equação do balanço hídrico, sendo os componentes de entrada e saída (precipitação, escoamento e evapotranspiração) estimados a partir as técnicas de SR e GIS, sendo a precipitação estimada pelo satélite TRMM (*Tropical Rainfall Measuring Mission*) com o produto 3B43V7. Para os anos de 2011 e 2012, o escoamento superficial foi estimado pelo método da CN da SCS (*Curve Number - Soil Conservation Service*) e a evapotranspiração foi estimada utilizando o algoritmo SEBAL, com imagens MODIS. Este estudo demonstrou o potencial do sensoriamento remoto em estimar variáveis na sub-superfície do solo, e compilou importantes informações relativas à Bacia do Ipanema, que será adotada nesta pesquisa.

Inferindo o alcance desta ferramenta no monitoramento de parâmetros biofísicos, na grande influência do saldo de radiação nos processos hidrológicos e na ampla disponibilidade de imagens de diferentes sensores orbitais, todos esses fatores, tornam o sensoriamento remoto um grande aliado para subsídio a modelagem hidrológica.

### **3.4 Modelagem hidrológica**

A modelagem hidrológica é uma ferramenta poderosa para simular a resposta das bacias hidrográficas às mudanças no uso e manejo do solo, para estimar a disponibilidade hídrica, e para a previsão de vazões (Pereira et al., 2016; Santos et al., 2018).

Segundo Santos (2013), os modelos hidrológicos empregam critérios de subdivisão espacial para representar a bacia considerando as seguintes estruturas para discretização:

- i) Concentrado: a bacia é representada por uma precipitação média e os processos hidrológicos por variáveis concentradas no espaço, sendo aplicado em pequenas bacias;
- ii) Distribuído por sub-bacias: a bacia é dividida em sub-bacias, de acordo com a drenagem principal da mesma;

iii) Distribuído por módulos: a divisão é feita a partir de formas geométricas, tais como quadrados, retângulos, não havendo uma relação direta com a forma da bacia.

Santos (2013) ainda classificam os modelos hidrológicos em relação à conceituação, podendo os mesmos ser classificados como:

i) Empíricos: empregam as equações sem relacioná-las com os processos físicos que ocorrem na bacia;

ii) Conceituais: aplicam a equação da continuidade, associada a uma ou mais equações empíricas que relacionam parâmetros e variáveis dos processos;

iii) Físico-distribuídos: além das equações de continuidade, são utilizadas equações da dinâmica dos processos físicos que ocorrem na bacia.

Srinivasan et al. (2010) destacam que os modelos hidrológicos distribuídos e de base física têm sido cada vez mais utilizados na avaliação dos recursos hídricos, das melhores práticas de manejo e dos impactos devido as mudanças climática e de uso do solo. Já Abbaspour et al. (2015) ressaltam que os modelos hidrológicos são importantes para o planejamento dos recursos hídricos, no atendimento às diversas demandas. A atual filosofia da modelagem requer que os modelos sejam claramente descritos, e que os processos de calibração, validação e análises sensibilidade e de incertezas estejam inerentes ao modelo. Desta forma, um dos principais modelos que têm sido utilizados na atualidade e que será utilizado no presente estudo, é o modelo SWAT, conforme detalhado a seguir.

### **3.5 Modelo SWAT**

O Soil and Water Assessment Tool (SWAT) é um modelo semiconceitual, semidistribuído, de base física e contínuo no tempo que combina fatores climáticos, topográficos, edáficos e de uso do solo para avaliar a variação das condições hidrológicas das bacias hidrográficas, identificando as vulnerabilidades relacionadas à quantidade e qualidade da água (Arnold et al., 2012; Magalhães et al., 2018).

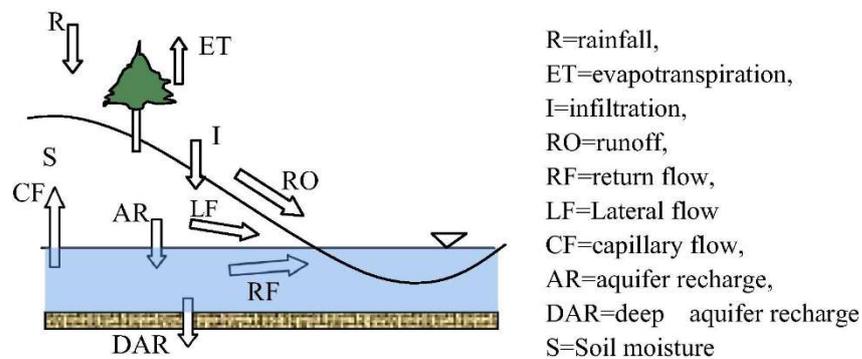
É um modelo frequentemente utilizado na simulação de diferentes processos físicos, como clima, hidrologia (escoamento superficial, percolação, interceptação, infiltração, fluxo subsuperficial, fluxo de base e evapotranspiração), e manejo do solo em escalas de tempo diárias, mensais e anuais (Fontes Júnior et al., 2019; Bressiani et al., 2015).

O SWAT considera a equação do balanço hídrico na simulação dos processos hidrológicos (Equação 1):

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (P - Q_s - ET - W_s - Q_{gw}) \quad (1)$$

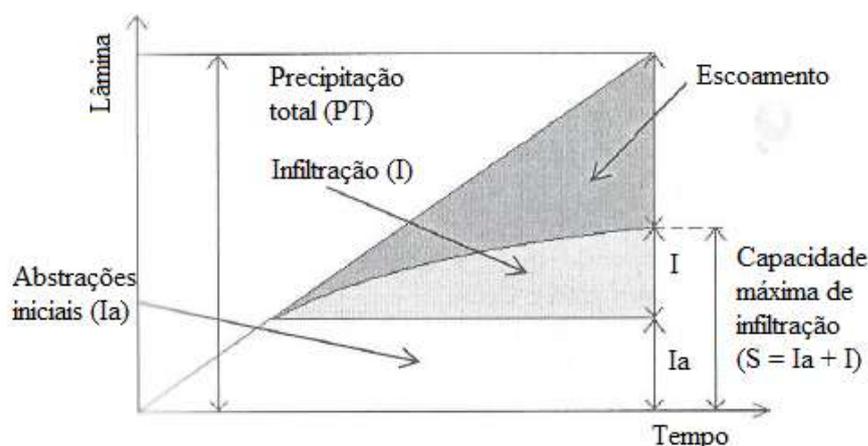
Em que  $SW_t$  e  $SW_0$  são os armazenamentos de água no solo nos tempos final e inicial, respectivamente (mm),  $t$  é o tempo (dias),  $P$  é a precipitação (mm),  $Q_s$  é o escoamento superficial (mm),  $ET$  é a evapotranspiração (mm),  $W_s$  é a percolação (mm) e  $Q_{gw}$  é o escoamento de base (mm).

Além disso o SWAT permite o cálculo explícito de diferentes componentes do balanço hídrico (Figura 1), a nível de sub-bacia (Abbaspour et al., 2015).



**Figura 1.** Esquema do modelo conceitual de balanço hídrico no SWAT. Fonte: (Abbaspour et al., 2015).

O escoamento superficial pode ser estimado pelo método de infiltração de Green & Ampt ou do *Soil Conservation Service* (SCS) (Neitsch et al., 2009). Para o presente trabalho, o escoamento superficial será estimado pelo método do SCS (1972). Para este método, a precipitação acumulada varia linearmente com o tempo, ou seja, a intensidade de precipitação é considerada constante para uma determinada duração de chuva (Figura 2). Até o tempo  $t_{1a}$ , toda a precipitação incidente é convertida em abstrações iniciais. Essas abstrações incluem armazenamento superficial, interceptação e infiltração antes do escoamento. Quando cessam as abstrações iniciais, inicia-se o escoamento superficial (Pruski et al., 2008).



**Figura 2.** Componentes associados ao método da Curva-Número – SCS (Fonte: Pruski et al., 2008).

A equação (2) da curva-número do SCS (SCS, 1972) é dada por:

$$Q_S = \frac{(P_{diária} - I_a)^2}{P_{diária} - I_a + S} \quad \text{para } P_{diária} > I_a \quad (2)$$

Em que:  $Q_s$  é o escoamento acumulado ou excesso de precipitação (mm H<sub>2</sub>O),  $P_{diária}$  é a intensidade de precipitação para o dia (mm H<sub>2</sub>O),  $I_a$  é a abstração inicial (mm H<sub>2</sub>O) e  $S$  é o parâmetro de retenção (mm H<sub>2</sub>O).

A variabilidade espacial do parâmetro de retenção ocorre devido a modificações no uso e ocupação do solo, no manejo e diferenças na declividade, enquanto que a variabilidade temporal ocorre devido a alterações no conteúdo de água do solo (Neitsch et al., 2009). O parâmetro de retenção é definido como (Equação 3):

$$S = 25,4 \left( \frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad (3)$$

Em que: CN é o parâmetro curva-número, que depende das condições de cobertura, tipos de solo, e umidade do solo. As abstrações iniciais,  $I_a$ , são normalmente consideradas como 0.2S (evidenciado pelo SCS ao analisar diversas bacias experimentais nos EUA).

O escoamento superficial irá ocorrer apenas quando  $P_{diária} > I_a$ . O parâmetro curva-número (CN) do SCS (1972) varia em função da permeabilidade do solo, do uso e ocupação do solo e de condições de umidade antecedente do solo. O SCS-USDA disponibiliza, por

meio de tabelas, diferentes valores para o CN. Os tipos de solos identificados nas referidas tabelas são os seguintes (Pruski et al., 2008; Tucci, 2007):

Solo A: solos que possuem baixo escoamento e alta taxa de infiltração. Solos arenosos, profundos, com baixos teores de silte e argila.

Solo B: solos menos permeáveis do que o tipo A, porém com permeabilidade acima da média. Solos arenosos com profundidade moderada.

Solo C: solos capazes de gerar escoamento acima da média e baixa taxa de infiltração. Possuem considerável quantidade de argila e são pouco profundos.

Solo D: muito baixa capacidade de infiltração, resultando em um elevado potencial de escoamento. Solos rasos, contendo argilas expansivas.

A Tabela 1 apresenta os valores de CN para diferentes condições de uso e ocupação do solo, com usos agrícolas definidas pelo SCS-USDA (Tucci, 2007).

**Tabela 1.** Valores do parâmetro CN para bacias rurais.

Uso do solo	Superfície	A	B	C	D
Solo lavrado	Com sulcos retilíneos	77	86	91	94
	Em fileiras retas	70	80	87	90
Plantações regulares	Em curvas de nível	67	77	83	87
	Terraceado em nível	64	76	84	88
	Em fileiras retas	64	76	84	88
Plantações de cereais	Em curvas de nível	62	74	82	85
	Terraceado em nível	60	71	79	82
	Em fileiras retas	62	75	83	87
Plantação de legumes ou cultivados	Em curvas de nível	60	72	81	84
	Terraceado em nível	57	70	78	89
	Pobres	68	79	86	89
	Normais	49	69	79	94
	Boas	39	61	74	80
Pastagens	Pobres, em curvas de nível	47	67	81	88
	Normais, em curvas de nível	25	59	75	83
	Boas, em curvas de nível	6	35	70	79
	Normais	30	58	71	78
Campos permanentes	Esparsas, de baixa transpiração	45	66	77	89
	Normais	36	60	73	79
	Densas, de alta transpiração	25	55	70	77
Chácaras Estradas de terra	Normais	56	75	86	91
	Más	72	82	87	89
	De superfície dura	74	84	90	92

**Tabela 1.** Valores do parâmetro CN para bacias rurais.

Florestas	Muito esparsas, baixa transpiração	56	75	86	91
	Esparsas	46	68	78	84
	Densas, alta transpiração	26	52	62	69
	Normais	36	60	70	76

Os valores de Curva-Número apresentado na Tabela 2 são típicos para a condição de umidade antecedente II (média) e são considerados para uma declividade de 5% (Neitsch et al., 2009). As condições de umidade antecedente são as seguintes (Tucci, 2007):

AMC I – solos se apresentam em condições secas, com a umidade no ponto de murcha permanente (PMP). A precipitação acumulada dos cinco dias anteriores é menor do que 36 mm na estação de crescimento e menor do que 13 mm em outra estação.

AMC II – solos se apresentam na condição média, com a umidade na capacidade de campo (CC).

AMC III – solos se encontram sob condições de saturação. A precipitação acumulada dos cinco dias anteriores é maior do que 53 mm na estação de crescimento e maior do que 28 mm em outra estação.

Para condições de umidade antecedente diferentes da média, pode-se obter o valor de CN corrigido, conforme apresentado na Tabela 2 (Tucci, 2007).

**Tabela 2.** Correção de CN para outras condições de umidade antecedente.

Valores médios	Valores corrigidos	Valores corrigidos
	AMC I	AMC III
100	100	100
95	87	98
90	78	96
85	70	94
80	63	91
75	57	88
70	51	85
65	45	82
60	40	78
50	31	70
45	26	65
40	22	60
30	15	50
25	12	43
20	9	37
15	6	30
10	4	22
5	2	13

O modelo SWAT considera as chamadas Unidades de Resposta Hidrológicas (HRUs), que representam áreas homogêneas em relação ao tipo de solo, uso do solo e declividade, para cálculo dos processos hidrológicos (Neitsch et al., 2005).

Este modelo tem subsidiado diversos estudos em diferentes escalas e regiões e proporcionado resultados de extrema relevância à comunidade científica:

Bressiani et al. (2015) utilizaram o modelo SWAT para analisar as repostas hidrológicas a diferentes fontes, escalas espaciais e resolução temporal de dados de entrada climáticos sobre a bacia hidrográfica do rio Jaguaribe, no Estado do Ceará (73.000 km<sup>2</sup>), região semiárida brasileira. O bioma predominante da área é Caatinga e a bacia é caracterizada por clima semiárido em sua maior parte, com precipitação de forte sazonalidade e variabilidade interanual. Segundo os autores, a bacia é caracterizada por apresentar rios intermitentes em sua maioria. Desta forma, a gestão hídrica e a utilização de reservatórios são essenciais para a agricultura irrigada e o abastecimento municipal na região.

Andrade et al. (2017) aplicaram o modelo SWAT com o objetivo de investigar a viabilidade do modelo para a Bacia Hidrográfica do Rio Mundaú, Brasil. Os autores constataram que foi possível reproduzir os padrões hidrológicos com o modelo SWAT na bacia do rio Mundaú, obtendo-se desempenho satisfatório.

Magalhães et al. (2018) calibraram e validaram o modelo SWAT (Soil Water Assessment Tool) para investigação de processos hidrológicos relacionados ao uso e ocupação do solo em cenários de reflorestamento e expansão agrícola na Bacia Experimental do Jatobá, semiárido brasileiro, objeto de estudo neste projeto de pesquisa.

Lima et al. (2014) apresentaram uma análise comparativa de bacias experimentais de diferentes biomas com as características medidas e simuladas utilizando o modelo SWAT. As bacias hidrográficas avaliadas foram: Alto Ipanema no bioma Caatinga, Tapacurá, em zona de transição entre os biomas Caatinga e Mata Atlântica, e as bacias do Lago Descoberto e do Alto Jardim no bioma Cerrado. Análises de sensibilidade foram realizadas a fim de obter parâmetros do modelo SWAT otimizados que melhor explicam o comportamento hidrológico das regiões de estudo. Os autores observaram uma relação objetiva entre as características físicas das bacias, os seus comportamentos hidrológicos e os valores dos parâmetros CN2

(curva número para a condição de umidade II) e SOL\_K (condutividade hidráulica saturada (mm.h<sup>-1</sup>)) do modelo SWAT.

Fontes Junior e Montenegro (2019) destacam que modelos hidrológicos como o *Soil and Water Assessment Tool* têm sido amplamente utilizados para avaliar a influência de diferentes cenários de uso do solo sobre os recursos hídricos em bacias hidrográficas, logo uma vez que o modelo esteja calibrado e validado além de ser utilizado para avaliar a influência dos diferentes cenários de uso do solo, também pode ser utilizado integrando dados de modelos climáticos futuros, gerando desta forma informações hidrológicas para diferentes períodos sob diferentes usos do solo.

### **3.6 Modelos Climáticos Globais, Regionais, Eta**

A adaptação às mudanças climáticas é uma questão central para o planejamento dos recursos hídricos e a implementação de medidas para mitigar os impactos da escassez de água. Os impactos das mudanças climáticas foram abordados nas últimas décadas através de simulações com modelos de circulação global (GCMs) (Gonzalez et al., 2010; Jing et al., 2015). No entanto, as resoluções espaciais do GCM são normalmente muito grosseiras para estudos de impacto regional em bacias (Deb et al., 2014; IPCC, 2013; Wilby et al., 2002). Chou et al. (2014) afirmam que pesquisas envolvendo relações entre mudanças climáticas e processos hidrológicos em escala regional precisam de dados mais detalhados, uma vez que as suscetibilidades de uma região às mudanças climáticas estão associadas às condições locais. Assim, os Modelos Climáticos Regionais (RCMs) permitem melhorar as análises, uma vez que os RCMs fornecem mais detalhes nos dados espaciais (Rajib e Rahman, 2012).

O Modelo Climático Regional Eta foi desenvolvido pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) para fornecer projeções de mudanças climáticas na América do Sul em alta resolução. O modelo é configurado com 20 km de resolução horizontal e 38 camadas na direção vertical. As reduções de escala são impulsionadas pelos modelos climáticos globais MIROC5 e HadGEM2-ES, nos cenários de emissão de gases de efeito estufa RCP 4,5 e RCP 8,5 para o período entre 1961 e 2100 (Chou, et al., 2019).

É possível observar no próximo tópico que diversos pesquisadores têm focado seus estudos nos impactos das mudanças climáticas, através dos modelos citados, bem como das mudanças do uso do solo nos processos hidrológicos de bacias hidrográficas.

### 3.7 Impactos hidrológicos das mudanças climáticas e do uso do solo

Vários estudos realizados em regiões semiáridas abordaram os efeitos das mudanças climáticas nos recursos hídricos em escala de bacia. Andrade et al. (2020) avaliaram os futuros impactos das mudanças climáticas nos recursos hídricos da Bacia do Rio Mundaú (MRB), nos Estados de Pernambuco e Alagoas, Brasil, usando o modelo SWAT. Brouziyne et al. (2018) usaram o modelo SWAT para prever processos hidrológicos e produtividade da água de duas grandes culturas sob projeções de mudanças climáticas em uma bacia hidrográfica (R'dom), região semiárida de Marrocos. Já Khalilian e Shahvari (2019) estimaram os impactos das mudanças climáticas nas águas superficiais, nas águas subterrâneas e nos recursos renováveis e previram a intensidade da seca em períodos futuros em diferentes cenários climáticos na sub-bacia de Salt Lake, no Irã. No norte da Etiópia, Shiferaw et al. (2018) simularam o impacto das mudanças climáticas no escoamento superficial na bacia hidrográfica de Ilala (215 km<sup>2</sup>), e observaram uma diminuição de 1,74% no escoamento superficial a curto prazo no RCP4,5.

Oliveira et al. (2017) avaliaram os impactos das mudanças climáticas na vazão e no potencial hidrelétrico na bacia do Rio Grande, Sudeste do Brasil, e corrigiram os dados de precipitação e temperatura projetados pelos Modelos Climáticos Regionais (RCM) Eta-HadGEM2-ES e MIROC5. Também utilizando os Modelos Climáticos Regionais Eta-HadGEM2-ES e MIROC5 com base nos cenários IPCC5 — RCP 4.5 e 8.5, Santos et al. (2019) avaliaram o impacto das mudanças climáticas no regime hidrológico da bacia do rio Paraguaçu, Nordeste do Brasil. Zhang et al. (2018) quantificaram os impactos das mudanças climáticas na dinâmica da vazão dos dois principais rios da bacia do Erie, Canadá, utilizando dados oriundos do Modelo Climático Regional Canadense (CanRCM4).

É comum também observar trabalhos onde a investigação dos impactos é realizada conjuntamente, considerando alterações no uso do solo e na condição climática, a exemplo de Montenegro e Ragab (2010) que aplicaram o modelo hidrológico DiCaSM para simular processos hidrológicos em bacia representativa do semiárido do Estado de Pernambuco, Brasil, bem como investigar os impactos das mudanças climáticas e de uso do solo. Os autores utilizaram dois modelos climáticos globais CSMK3 e HADCM3 para intervalos de tempo futuros de curto, médio e longo prazo (2010–2039, 2040-2069 e 2070-2099, respectivamente), previstos pelos modelos. Com base nos cenários de mudanças climáticas

para a região, o modelo DiCaSM previa uma redução de 35%, 68% e 77% na recarga de águas subterrâneas (GWR) e de 34%, 65% e 72%, no fluxo, durante os períodos 2010-2039, 2040-2069 e 2070-2099, respectivamente.

A mudança de uso do solo tornou-se uma preocupação global devido aos diversos impactos ambientais causados (Kiros et al., 2015; Gashaw et al., 2018; Oliveira et al., 2018; Silva et al., 2020), dentre eles, a alteração das respostas hidrológicas em bacias hidrográficas.

De acordo com Althof et al. (2018), as mudanças no uso do solo na Caatinga derivam da densidade populacional relativamente alta e da predominância de pequenas fazendas, que impõem forte pressão sobre os recursos naturais.

Fontes Junior e Montenegro (2019), ao analisarem os impactos da mudança do uso do solo em período de escassez hídrica (2012 a 2015) para sub-bacia do riacho Mimoso, a qual está inserida na bacia do Rio Ipanema, no semiárido de Pernambuco, relataram que a restauração da Caatinga impacta em uma redução do escoamento superficial e no aumento da recarga e armazenamento de água no solo.

Oliveira et al. (2018), avaliando os impactos das mudanças de uso do solo na hidrologia da bacia do Rio Grande (15.409,2 km<sup>2</sup>), uma bacia ocupada predominantemente por pastagens e inserida em dois biomas, Cerrado e Mata Atlântica, verificaram aumentos da ET de 4.5 mm e 11.3 mm nos cenários de 20% e 50% de reflorestamento, respectivamente, em relação à *baseline*, e menores valores de escoamento superficial para os mesmos cenários, em comparação com cenários de desmatamento.

Lotz et al. (2018), ao utilizarem o modelo hidrológico SWAT para detectar os impactos da mudança do uso do solo na bacia do lago Dongting na China (260000 km<sup>2</sup>), constataram que a conversão de áreas agrícolas para florestas ocasiona uma diminuição da produção de água, devido ao aumento da cobertura florestal e ao aumento da evapotranspiração. Os autores também destacaram a diminuição do escoamento superficial e o aumento do fluxo de base principalmente em áreas com altas declividades.

Zhang et al. (2020) avaliaram o desempenho do modelo SWAT para prever mudanças no escoamento superficial simulado, escoamento lateral, água subterrânea, escoamento total, evapotranspiração real e água do solo em diferentes cenários de mudança no uso do solo. A área de estudo foi a bacia hidrográfica do rio North Johnstone na Austrália, que possui cerca de 924 km<sup>2</sup>, com elevações que variam de 18 a 1370 m. Nesta bacia, a temperatura média anual é de cerca de 21,4 ° C, e a precipitação média anual é de aproximadamente 2740 mm.

Os autores destacaram que o reflorestamento diminuiu o escoamento superficial (-9,5% para o cenário que supõe que todas as gramíneas (classificada como RNGE (Range-Grasses/grama perene)) fossem alteradas para vegetação arbórea (FRSE (Forest-Evergreen/floresta arbórea)), representando um aumento de 14,1% na área de FRSE em toda a bacia hidrográfica) e a água do solo (-2,0%), aumentando a evapotranspiração (1,7%) e ocasionando pequenas alterações (valores absolutos  $\leq 0,8\%$ ) em outras variáveis hidrológicas em escala de tempo anual.

#### 4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASPOUR, K. C.; ROUHOLAHNEJAD, E.; VAGHEFI, S.; SRINIVASA, R.; YANG, H.; KLOVE, B. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology**, v.524, p.733–752, 2015.

ALMEIDA, T. F. S. **Influência de pequenos reservatórios no escoamento superficial da bacia hidrográfica do Rio Carinhanha**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 134p., 2018.

ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; PINTO, A. S.; PAREYN, F. G. C.; CARVALHO, A. L.; MARTINS, J. C. R.; CARVALHO, E. X.; SILVA, A. S.; DUTRA, E. D.; SAMPAIO E. V. S. B. Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 254, p. 26-38, 2018.

ANDRADE C. W. L.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; MONTENEGRO, A. A. A.; LIMA, J. R. S.; SRINIVASAN, R.; JONES, C. A. Climate change impact assessment on water resources under RCP scenarios: A case study in Mundaú River Basin, Northeastern Brazil. **International Journal of Climatology**, 2020.

ANDRADE, C. W. L.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; LIMA, J. R. S.; MONTENEGRO, A. A. A.; MAGALHÃES, A. G. Hydrological modeling on data scarcity in the Upper Mundaú Basin, Northeast of Brazil. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 2, p. 227-238, 2017.

APAC, Agência Pernambucana de Águas e Clima ([www.apac.pe.gov.br](http://www.apac.pe.gov.br)). Bacias Hidrográficas, Rio Ipanema. Acesso em: maio de 2020.

ARAÚJO, D. **Dinâmica da umidade e variabilidade espacial de atributos físicos e químicos do solo em uma bacia experimental do semiárido pernambucano**, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 112p., 2016.

ARAÚJO, D. C. DOS S.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; MONTENEGRO, A. A. A.; SANTOS, D. P.; RODRIGUES, R. A. S. Temporal stability of soil moisture in banana

cropping area in the Brazilian semiarid region. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.23, p.852 - 859, 2019.

ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J. R.; HANEY, E. B.; NEITSCH, S. L. 2012. Input/Output Documentation version 2012. Texas Water Resources Institute-TR-439.650p.

BASTIAANSEN, W. G. M. **Regionalization of surface flux densities and moisture indicators in composite terrain**. Ph.D. Thesis, Wageningen Agricultural University, Wageningen, Netherlands, 237 p. 1995.

BASTIAANSEN, W. G. M., MENENTI, M., FEDDES, R. A.; HOLTSLAG, A. A. M. A. Remote Sensing Surface Energy Balance Algorithm for land (SEBAL) 1. Formulation. **Journal of Hydrology**, v. 212-213, p. 198-212, 1998.

BEZERRA, J. M. **Estimativa da evapotranspiração real para área de caatinga utilizando SEBAL**. 2013. 77 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Departamento de Tecnologia Rural, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife-PE.

BRESSIANI, D. A.; GASSMAN, P. W.; FERNANDES, J. G.; GARBOSSA, L. H. P.; SRINIVASAN, R.; BONUMÁ, N. B.; MENDIONDO, E. M. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 8, n. 3, p. 9-35, 2015.

BROUZIYNE, Y., ABOUABDILLAH, A., HIRICH, A., BOUABID, R., ZAABOUL, R., BENAABIDATE, L. Modeling sustainable adaptation strategies toward a climate-smart agriculture in a Mediterranean watershed under projected climate change scenarios. **Agricultural Systems**, v.162, p.154-163, 2018

CHOU, S. C.; MARENGO, J. A., SILVA, A. J.; LYRA, A. A.; TAVARES, P.; SOUZA, C. R. G.; HARARI, J.; NUNES, L. H.; GRECO, R.; HOSOKAWA, E. K.; ARAGÃO L. E. O. C.; ALVES, L. M. **Projections of Climate Change in the Coastal Area of Santos**. In: Nunes L., Greco R., Marengo J. (eds) *Climate Change in Santos Brazil: Projections, Impacts and Adaptation Options*. Springer, Cham. p.59-73, 2019.

CHOU, S.C.; LYRA, A.; MOURÃO, C.; DERECZYNSKI, C.; PILOTTO, I.; GOMES, J.; BUSTAMANTE, J.; TAVARES, P.; SILVA, A.; RODRIGUES, D.; CAMPOS, D.; CHAGAS, D.; SUEIRO, G.; SIQUEIRA, G.; MARENGO, J. Assessment of climate change over South America under RCP 4.5 and 8.5 downscaling scenarios. **American Journal of Climate Change**, v.3, n.5, p.512–525, 2014.

COELHO, V. H. R., MONTENEGRO, S. M., ALMEIDA, C. N., SILVA, B. B., OLIVEIRA, L. M., GUSMÃO, A. C. V., FREITAS, E. S., MONTENEGRO, A. A. A. Alluvial groundwater recharge estimation in semi-arid environment using remotely sensed data, **Journal of Hydrology**, v.548, 2017.

COMPAORÉ, H.; HENDRICKX, J. M.; HONG, S.; FRIESEN, J.; VAN DE GIESEN, N. C.; RODGERS, C.; SZARZYNSKI, J.; VLEK, P. L. G. Evaporation mapping at two scales using

optical imagery in the White Volta Basin, Upper East Ghana. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 33, p. 127-140, 2008.

CORREIA, R. C.; KIILL, L. H. P.; MOURA, M. S. B. DE; CUNHA, T. J. F.; JESUS JUNIOR, L. A. DE; ARAÚJO, J. L. P. **A região semiárida brasileira**. Embrapa Semiárido, Petrolina, 2011.

COURALT, D.; SEGUIM, B.; OLIOSO, A. Review to estimate evapotranspiration from remote sensing data: some examples from the simplified relationship to the use mesoscale atmospheric models. In: ICID Workshop on remote sensing of et for large regions, 2003.

DEB, D.; BUTCHER, J.; SRINIVASAN, R. Projected hydrologic changes under mid-21<sup>st</sup> century climatic conditions in a sub-arctic watershed. **Water Resources Management**, v.29, n.5, p.1467–1487, 2014.

FERRAZ, R. P. D., MEIRELLES M. S. P., JOBÁGGY, E., JONATHAN, M., COUTINHO, H. L. C. Utilização de dados MODIS e modelo SEBAL para a estimativa da perda de água por evapotranspiração: Uma proposição metodológica para o monitoramento do impacto da expansão da cultura canavieira na dinâmica hídrica regional. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Semoto – SBSR, 14, 2009. Natal-RN. **Anais**. Natal. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2009, p. 175-182.

FERREIRA, H. DOS S., FERREIRA, J. M. S., SILVA H. A. DA, FERREIRA, P. DOS S., GOMES, V. P., GALVÍNCIO, J. D. Aplicação de técnicas de sensoriamento remoto para monitorar o comportamento da vegetação de Caatinga frente às condições climáticas no município de Petrolina-PE. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Semoto - SBSR, 16, 2013, Foz Do Iguaçu-PR. **Anais**. Foz do Iguaçu: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2013, p. 3082-3089.

FONTES JÚNIOR, R.; MONTENEGRO, A. Impact of land use change on the water balance in a representative watershed in the Semiarid of the state of Pernambuco using the SWAT model. **Engenharia Agrícola**, v. 39, n. 1, p.110-117, 2019.

FRANCO, A. C. L.; BONUMÁ, N. B., Multi-variable SWAT model calibration with remotely sensed evapotranspiration and observed flow, **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.22, 2017.

GASHAW, T.; TULU, T.; ARGAW, M.; WORQLUL, A. W. Modeling the hydrological impacts of land use/land cover changes in the Andassa watershed, Blue Nile Basin, Ethiopia. **Science of the Total Environment**, v. 31, p. 1394–1408, 2018.

GIONGO, P. R.; VETTORAZZI, C. A. Albedo da superfície por meio de imagens TM-Landsat 5 e modelo numérico do terreno. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 833-838, 2014.

GONZALEZ, P.; NEILSON, R. P.; LENIHAN, J. M.; DRAPEK, R. J. Global patterns in the vulnerability of ecosystems to vegetation shifts due to climate change. **Global Ecology and Biogeography**, v.19, n.6, p.755–768, 2010.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Disponível em: <<https://downloads.ibge.gov.br/>> . Acesso em 05/09/2018.

Intergovernmental Panel on Climate Change. 2013. Climate change 2013: the physical science basis. Synthesis Report, Cambridge University Press, Cambridge, UK. <http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/> (acesso em maio de 2019).

JING, Z.; DAN, H.; XIE, Y.; YONG, L.; YANG, Y.; HU, S.; GUO, H.; LEI, Z.; RUI, Z. Integrated SWAT model and statistical downscaling for estimating streamflow response to climate change in the Lake Dianchi watershed, China. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v.29, n.4, p.1193–1210, 2015.

KHALILIAN, S.; SHAHVARI, N. A SWAT Evaluation of the Effects of Climate Change on Renewable Water Resources in Salt Lake Sub-Basin, Iran. **AgriEngineering**, v.1, p.44-57, 2019.

KIROS, G.; SHETTY, A.; NANDAGIRI, L. Performance evaluation of SWAT model for land use and land cover changes in semi-arid climatic conditions: A review. **Hydrol Current Res**, v. 6, n. 3, p. 1-7, 2015.

LEITE, A. P.; SANTOS, G. R.; SANTOS, J. É. O. Análise temporal dos índices de vegetação NDVI e SAVI na Estação Experimental de Itatinga utilizando imagens Landsat 8. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, v. 6, p. 606-623, 2017.

LIMA, J. E. F. W.; MONTENEGRO, S.; MONTENEGRO, A. A. A.; KOIDE, S. Comparative hydrology: relationships among physical characteristics, hydrological behavior, and results of the SWAT model in different regions of Brazil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.7, n.6, p. 1187-1195, 2014.

LIMA, J. R. S.; DA SILVA, E. M.; KOIDE, S.; DOS SANTOS, R. M. Avaliação do desempenho de sonda de capacitância no monitoramento da umidade de Latossolos do Cerrado em condições de campo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.17, n.1, p.23-32, 2012.

LINS, F. A. C.; ARAÚJO, D. C. S.; SILVA, J. L. B.; LOPES, P. M. O.; OLIVEIRA, J. D. A.; SILVA, A. T. G. C. S. G. Estimativa de parâmetros biofísicos e evapotranspiração real no semiárido Pernambucano utilizando sensoriamento remoto. **Irriga**, v. 1, p. 64-75, 2017.

LOPES, I.; GUIMARÃES, M. J. M.; MELO, J. M. M.; RAMOS, C. M. C. Balanço hídrico em função de regimes pluviométricos na região de Petrolina-PE. **Irriga**, v.22, p.443-457, 2017.

LOTZ, T.; OPP, C.; HE, X. Factors of runoff generation in the Dongting Lake basin based on a SWAT model and implications of recent land cover change. **Quaternary International**, v. 475, n. 10, p. 54-62, 2018.

MAGALHÃES, A. G.; MONTENEGRO, A. A. A.; ANDRADE, C. W. L.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; FONTES JÚNIOR, R. V. P. Hydrological modeling of an experimental basin in the semiarid region of the Brazilian State of Pernambuco. **Ambiente & Água**, v. 13, 2018.

MAPBIOMAS BRAZIL, 2020. Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil. Classificação temática do Bioma Caatinga. Disponível: <[http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas\\_collection](http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas_collection)>. Acesso: 21 mar. 2020.

MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, L.M. Drought in Northeast Brazil-past, present, and future. **Theoretical and Applied Climatology**, v.129, p.1189-1200, 2017.

MELO, R. O.; MONTENEGRO, A. A. A. Dinâmica temporal da umidade do solo em uma bacia hidrográfica no semiárido Pernambucano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.20, n.2, p.430-441, 2015.

MENESES, P. R., ALMEIDA, T. **Introdução ao processamento de imagem de sensoriamento remoto**. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) / Universidade de Brasília (UnB), Brasília, 2012.

MONTENEGRO, A. A. A.; ABRANTES, J. R. C. B.; LIMA, J. L. M. P.; SINGH, V.P.; SANTOS, T. E. M. Impact of mulching on soil and water dynamics under intermittent simulated rainfall. **Catena**, v.109 p.139–149, 2013.

MONTENEGRO, A. A. A.; LOPES, I.; CARVALHO, A. A.; LIMA, J. L. M. P.; SOUZA, T. E. M. S.; ARAÚJO, H. L.; LINS, F. A. C.; ALMEIDA, T. A. B.; MONTENEGRO, H. G. L. A. Spatio temporal soil moisture dynamics and runoff under different soil cover conditions in a semiarid representative basin in Brazil. **Advances in Geosciences**., v. 48, p. 19–30, 2019.

MONTENEGRO, A. A. A.; RAGAB, R. Hydrological response of a Brazilian semi-arid catchment to different land use and climate change scenarios: a modelling study. **Hydrological Processes**, v. 24, p. 2705-2723, 2010.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. Soil and water assessment tool: Theoretical documentation version 2005. Temple: Blackland Research Center, 2005. 541p.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R. Soil and water assessment tool - Theoretical documentation version 2009. Temple, Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, 2009. 654p.

NICÁCIO, R. M. **Evapotranspiração real e umidade do solo usando dados de sensores orbitais e a metodologia SEBAL na bacia do rio São Francisco**. 2008. 337 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia. Rio de Janeiro-RJ.

OLIVEIRA, C. D. C. de; BORGES, L. A. C.; ACERBI JUNIOR, F. W. Land use in Permanent Preservation Areas of Grande River (MG). **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 2, 2018.

OLIVEIRA, V. A.; MELLO, C. R.; VIOLA, M. R.; SRINIVASAN, R. Assessment of climate change impacts on streamflow and hydropower potential in the headwater region of the Grande river basin, Southeastern Brazil. **International Journal of Climatology**, v.37, n.15, p.5005–5023, 2017.

PENG, F.; MU, M.; SUN, G. Responses of soil moisture to climate change based on projections by the end of the 21st century under the high emission scenario in the “Huang–Huai–Hai Plain” region of China. **Journal of Hydro-environment Research**, v.14, p. 105–118, 2017.

PEREIRA, D. R.; MARTINEZ, M. A.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. Hydrological simulation in a basin of typical tropical climate and soil using the SWAT Model Part II: Simulation of hydrological variables and soil use scenarios. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 5, p. 149–163, 2016.

PRUSKI, F. F.; BRANDÃO, V. S.; SILVA, D. D. **Escoamento superficial**. 2ed. Editora UFV. Universidade Federal de Viçosa – Viçosa: UFV. 2008. 87p.

QUEIROZ, M.G.; SILVA, T.G.F.; ZILNIER, S.; JARDIM, A.M.R.F.; SOUZA, C.A.A.; ARAÚJO JÚNIOR, G.N.; MORAIS, J.E.F.; SOUZA, L.S.B. Spatial and temporal dynamics of soil moisture for surfaces with a change in land use in the semi-arid region of Brazil. **Catena**, v.188, p.1-15, 2020.

RAJIB, M. A.; RAHMAN, M. M. A Comprehensive Modeling Study on Regional Climate Model (RCM) Application — Regional Warming Projections in Monthly Resolutions under IPCC A1B Scenario. **Atmosphere**, v.3, p.557-572, 2012.

ROCHA JÚNIOR, R. L.; SANTOS SILVA, F. D.; COSTA, R. L.; GOMES, H. B.; PINTO, D. D. C.; HERDIES, D. L. Bivariate Assessment of Drought Return Periods and Frequency in Brazilian Northeast Using Joint Distribution by Copula Method. **Geosciences**, v.10, p.1-16, 2020.

SANTOS NETO, S. M. **Avaliação da dinâmica da água na resposta de sensor tipo TDR em solos de Pernambuco**. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares). Universidade Federal de Pernambuco, UPFE, Recife, p.97, 2015.

SANTOS, C. A. C.; MELO, M. M. M. S.; BRITO, J. I. B. Tendências de Índices de Extremos Climáticos para o Estado do Amazonas e suas Relações com a TSM dos Oceanos Tropicais. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.31, p.1-10, 2016.

SANTOS, C. A. S., ROCHA, F. A., RAMOS, T. B., ALVES, L. M., MATEUS, M., OLIVEIRA, R. P., NEVES, R. Using a hydrologic model to assess the performance of regional climate models in a semi-arid watershed in Brazil. **Water**, v.11, p.1-17, 2019.

SANTOS, C. A. S.; ALMEIDA, C.; RAMOS, T. B.; ROCHA, F. A.; OLIVEIRA, R.; NEVES, R. Using a Hierarchical Approach to Calibrate SWAT and Predict the Semi-Arid Hydrologic Regime of Northeastern Brazil. **Water**, v.10, p.1-17, 2018.

SANTOS, C. P. **Impactos Eco-Hidrológicos do uso e ocupação do solo em região semiárida: O caso da bacia do Rio Acaraú, CE**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Universidade Federal de Alagoas, Maceió. 2013. 52p.

SANTOS, E. F. N.; SOUSA, I. F. Análise estatística multivariada da precipitação do estado de Sergipe através dos fatores e agrupamentos. **Revista Brasileira de Climatologia**, v.23, p.205-222, 2018.

SHIFERAW, H.; GEBREMEDHIN, A.; GEBRETSADKAN, T., ZENEBE, A. Modelling hydrological response under climate change scenarios using SWAT model: the case of Ilala watershed, Northern Ethiopia. **Modeling Earth Systems and Environment**, v.4, p.437-449, 2018.

SILVA, A P. N.; MOURA, G. B. D. A; GIONGO, P. R.; SILVA, B. B. Albedo de superfície estimado a partir de imagens Landsat 5 – TM no semiárido brasileiro. **Revista de Geografia**, v. 27 n. 1, p.154-168, 2010.

SILVA, B. B. D.; BRAGA, A. C.; BRAGA, C. C.; OLIVEIRA, L. M.; MONTENEGRO, S. M.; BARBOSA JUNIOR, B. Procedures for calculation of the albedo with OLI-Landsat 8 images: Application to the Brazilian semi-arid. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, p. 3-8, 2016.

SILVA, D. A. O.; LOPES, P. M. O.; MOURA, G. B. A.; FRANÇA E SILVA, E. F.; SILVA, J. L. B.; BEZERRA, A. C. Evolução Espaço-Temporal do Risco de Degradação da Cobertura Vegetal de Petrolina-PE. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 34, p. 1-11, 2019.

SILVA, J. R. L.; MONTENEGRO, A. A. A.; SANTOS, T. E. M. Caracterização física e hidráulica de solos em bacias experimentais do semiárido brasileiro, sob manejo conservacionista. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.1, p.27-36, 2012.

SILVA, L. G.; GALVÍNCIO, J. D. Análise comparativa da variação nos índices NDVI e SAVI no Sítio PELD – 22, em Petrolina – PE, na primeira década do século XXI. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 5, p. 1446-1456, 2012.

SILVA, L. P.; XAVIER, A. P. C.; SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. Modeling land cover change based on an artificial neural network for a semiarid river basin in northeastern Brazil. **Global Ecology and Conservation**, v. 21, p. 1-13, 2020.

SILVEIRA, C. S.; SOUZA FILHO, F. A.; MARTINS, E. S. P. R.; OLIVEIRA, J. L.; COSTA, A. C.; NOBREGA, M. T.; SOUZA, S. A.; SILVA, R. F. V. Mudanças climáticas na bacia do rio São Francisco: Uma análise para precipitação e temperatura. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.21, p.416-428, 2016.

SOIL CONSERVATION SERVICE. Section 4: Hydrology In National Engineering Handbook. SCS, 1972.

SOUZA FILHO, F.A. Recursos hídricos e agenda de tecnologias e inovação no Nordeste. **Parcerias Estratégicas**, v.20, p.149-174, 2015.

SOUZA, A. P.; MOTA, L. L.; ZAMADEI, T.; MARTIN, C. C.; ALMEIDA, F. T.; PAULINO, J. Classificação climática e balanço hídrico climatológico no estado de Mato Grosso. **Nativa**, v.1, p.13-17, 2013.

- SRINIVASAN, R.; ZHANG, X.; ARNOLD, J. SWAT Ungauged: Hydrological budget and crop yield predictions in the upper Mississippi River Basin. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v.53, p.1533-1546, 2010.
- TIAN, J.; ZHANG, B.; HE, C.; HAN, Z.; BOGENA, H. R.; HUISMAN, J. A. Dynamic response patterns of profile soil moisture wetting events under different land covers in the Mountainous area of the Heihe River Watershed, Northwest China, **Agricultural and Forest Meteorology**, v.271, p.225-239, 2019.
- TOPP, G. C.; FERRÉ, P. A. The soil solution phase. In: **DANE, J. H. & TOPP, G. C., eds.** Methods of soil analysis, Wisconsin, Soil Science Society of America, p.417-1071, 2002.
- TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. Ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2007. 943 p.
- UNIYAL, B.; DIETRICH, J.; VASILAKOS, C.; TZORAKI, O. Evaluation of SWAT simulated soil moisture at catchment scale by field measurements and Landsat derived indices. **Agricultural Water Management**, v. 193, p. 55–70, 2017.
- USDA (United States Department of Agriculture). “Runoff plot design and installation for soil erosion studies”. In: **Agricultural Research Service**, p.41-79, 1963.
- WANG, C.; FU, B.; ZHANG, L.; XU, Z. Soil moisture–plant interactions: an ecohydrological review. **Journal of Soils and Sediments**, v.19, p.1–9 , 2019.
- WILBY, R.L., DAWSONB, C.W., BARROWC, E.M. SDSM —a decision support tool for the assessment of regional climate change impacts. **Environmental Modelling & Software**, v.17, n.2, p.145–157, 2002.
- ZHANG, B.; SHRESTHA, N. K.; DAGGUPATI, P.; RUDRA, R.; SHUKLA, R.; KAUR, B.; HOU, J. Quantifying the Impacts of Climate Change on Streamflow Dynamics of Two Major Rivers of the Northern Lake Erie Basin in Canada. **Sustainability**, v.10, 2897, 2018.
- ZHANG, H.co , WANG, B. , LIU, D. L. , ZHANG, M. , LESLIE, L. M. , YU, Q. Using an improved SWAT model to simulate hydrological responses to land use change: A case study of a catchment in tropical Australia. **Journal of Hydrology**, v.585, 124822, 2020.

## **CAPÍTULO II - Dinâmica de umidade do solo e evapotranspiração sob mudanças climáticas e de uso do solo em bacia experimental no semiárido**

### **RESUMO**

A umidade do solo é uma das principais variáveis indicadoras da condição hídrica de uma bacia hidrográfica, sendo de maior relevância em regiões onde a ocorrência de precipitações irregulares causam a intermitência dos rios e riachos. Uma vez que umidade do solo pode variar de acordo com o uso do solo, as alterações no uso do solo e na cobertura vegetal podem promover mudanças no balanço hídrico em bacias hidrográficas, interferindo na disponibilidade hídrica para usos múltiplos. O uso do solo por sua vez está associado intimamente com as mudanças climáticas, de forma que áreas preservadas podem auxiliar no sequestro de carbono, além de promover a conservação do ambiente, evitando a erosão e mitigando processos de desertificação. O objetivo deste estudo foi avaliar a dinâmica da umidade do solo, bem como os impactos das mudanças climáticas e uso da terra, usando o modelo SWAT para uma bacia experimental no semiárido brasileiro, com base em dados remotos informações de detecção para evapotranspiração e dados experimentais para umidade do solo e vazão. A avaliação hidrológica decorrente da inserção de Áreas de Preservação Permanente (APP) também foi investigada. Para tanto, o modelo SWAT foi calibrado e validado para evapotranspiração, e verificado para vazão e umidade do solo. Campanhas de campo detalhadas para medições experimentais de umidade do solo na bacia experimental e modelagem estatística abrangente, incluindo Análise de Componentes Principais, foram consideradas. Para avaliar os impactos de mudanças climáticas e uso do solo nos processos hidrológicos, dois cenários foram investigados: S1 – mapa de uso do solo sem inserção de APP e S2 – com inserção de APP. Foram adotados os Modelos Climáticos Regionais (RCM) Eta-MIROC5 e Eta-HADGEM-ES para os cenários de *Representative Concentration Pathway* (RCP) 4.5 e 8.5. Para avaliação futura de 2022 a 2099, os produtos foram divididos em curto, médio e longo prazo. O modelo SWAT representou adequadamente a dinâmica da evapotranspiração real média, com coeficiente de Nash-Sutcliffe de 0,67 para calibração e 0,74 para validação. Os valores simulados de SM foram razoavelmente próximos das medidas experimentais, para períodos úmidos, com coeficiente de determinação ( $R^2$ ) igual a 0,68. Em relação as mudanças climáticas, foi detectada uma redução na precipitação para ambos os RCMs utilizados em todos os RCP's e períodos. Nos cenários de mudanças climáticas, a restauração da vegetação natural atenuará as reduções na disponibilidade de água na bacia estudada.

**Palavras-chave:** Área de Preservação Permanente (APP), Caatinga, Umidade do solo, Mudanças Climáticas e de uso do solo

### **ABSTRACT**

Soil moisture is one of the main variables that indicate the water condition of a watershed, being of greater relevance in regions where the occurrence of irregular precipitation causes the intermittence of rivers and streams. Since soil moisture can vary according to land use, changes in land use and vegetation cover can promote changes in water balance in watersheds, interfering in water availability for multiple uses. Land use in turn is

closely associated with climate change, so that preserved areas can help in carbon sequestration, in addition to promoting environmental conservation, preventing erosion and mitigating desertification processes. The objective of this study was to evaluate the soil moisture (SM) dynamics, as well as the impacts of climate change (CC) and land use (LU), using the SWAT model for an experimental Basin in the Brazilian semiarid, based on remote sensing information for evapotranspiration and experimental data for soil moisture and limited observational measurements for discharge. Hydrological assessment as result of the insertion of Permanent Preservation Areas (PPA) was also investigated. For this purpose, the SWAT model was calibrated and validated for evapotranspiration, and verified for stream flow and SM. Detailed field campaigns for experimental SM measurements at the experimental basin and comprehensive statistical modeling, including Principal Components Analysis, were considered. In order to assess the impacts of CC e and LU on hydrological processes, two scenarios were investigated: S1 – LU map without insertion of PPA, and S2 – with insertion of PPA. The Regional Climate Models (RCM) Eta-MIROC5 and Eta-HADGEM-ES for the Representative Concentration Pathway (RCP) 4.5 and 8.5 scenarios were adopted. For future evaluation for 2022 to 2099, products were divided into short, medium and long term. The SWAT model adequately represented the dynamics of the mean actual evapotranspiration, with Nash-Sutcliffe coefficient of 0.67 for calibration, and 0.74 for validation. SM simulated values were reasonably close to the experimental measurements, for wet periods, with coefficient of determination ( $R^2$ ) equal to 0.68. Regarding CC, a reduction in precipitation was detected for both RCMs used in all RCP's and periods. Under the CC scenarios, natural vegetation restoration will attenuate reductions in water availability in the studied basin.

**Keywords:** Permanent Preservation Area (APP), Caatinga, Soil moisture, Climate Change and land use changes.

## INTRODUÇÃO

Os estudos hidrológicos em bacias hidrográficas têm sido amplamente realizados a partir da necessidade de compreensão dos processos que controlam o movimento da água e sedimentos, e seus impactos sobre a disponibilidade quantitativa e qualitativa das águas (Pereira et al., 2016; Blainski et al., 2017a). Em bacias hidrográficas, principalmente do semiárido, a variabilidade dos processos hidrológicos desempenha um papel fundamental para a segurança hídrica, pois a disponibilidade de água dessas regiões é limitada, com ocorrência de rios e reservatórios intermitentes. Desse modo, uma das variáveis hidrológicas mais relevantes para estudo em bacias semiáridas é a umidade do solo. Esta variável representa a única fonte hídrica disponível na maior parte do tempo, e controla a distribuição e a disponibilidade de água na bacia (Montenegro et al., 2019).

A Bacia Experimental do Jatobá – BERJ tem sido monitorada e instrumentada nas últimas duas décadas por meio da “Rede Brasileira de Bacias Experimentais do Semiárido”

(Montenegro & Ragab, 2010). A bacia, localizada no Nordeste brasileiro, apresenta alta variabilidade pluviométrica, vazões intermitentes, altas taxas de evapotranspiração, exigindo alternativas de manejo e proteção do dossel para enfrentar a escassez de água. De acordo com Schumann et al. (2010), estudos hidrológicos em bacias experimentais, como o BERJ, são essenciais para o entendimento dos processos que regem a disponibilidade hídrica. Além disso, é preciso mitigar os riscos de degradação, e até desertificação das áreas semiáridas, e também levar em conta os possíveis impactos das mudanças climáticas e do uso da terra nos processos hidrológicos das bacias semiáridas.

Segundo o Sexto Relatório do IPCC (2021), os impactos das mudanças climáticas tornam-se mais intensos, com destaque para o aumento da frequência de eventos extremos. No Brasil, principalmente na Região Nordeste, vários estudos baseados na análise de dados observacionais e projeções climáticas apontam para um aumento na frequência e intensidade de eventos extremos (Marengo et al, 2018; Assis et al., 2021; Díaz et al ., 2020; Almazroui et al., 2021). Os eventos de seca tendem a aumentar no semiárido, com redução de 22% na precipitação e aumento da temperatura do ar em até 6,7 °C até o final do século XXI.

A mudança no uso da terra é uma preocupação global devido aos vários impactos ambientais potenciais causados (Kiros et al., 2015; Gashaw et al., 2018; Oliveira et al., 2018; Silva et al., 2020b), afetando os serviços ecossistêmicos das bacias hidrográficas como bem (Andrade et al., 2018). O BERJ é amplamente ocupado pelo Bioma Caatinga, que é um dos mais ameaçados do Brasil. Assim como outros biomas brasileiros, a Caatinga passou por mudanças substanciais no uso da terra nas últimas décadas, devido à conversão de sua cobertura natural em áreas destinadas a pastagens e agricultura. Segundo dados do Mapbiomas (<https://mapbiomas.org/>), a Caatinga perdeu 11,6% de sua vegetação nativa entre 1985 e 2021, enquanto a agricultura e a pecuária cresceram 23,8% no mesmo período. Esse desmatamento reduz drasticamente a capacidade da vegetação de suportar períodos prolongados de seca (Salvatierra et al., 2017), levando a processos de erosão e desertificação e, portanto, merece atenção especial. Segundo Althof et al. (2018), as mudanças no uso da terra no Bioma Caatinga decorrem da densidade populacional relativamente alta, das atividades agrícolas e da predominância de pastagens, que impõem forte pressão sobre os recursos naturais. Como consequência, restam poucas áreas com a vegetação arbórea característica da Caatinga e habitat preservado.

Com o objetivo de minimizar o desmatamento e garantir a proteção da vegetação nativa, foi instituída no Brasil a Lei Federal 12.651/2012, que define as chamadas Áreas de Preservação Permanente (APP). Nessas áreas, é necessária a manutenção da cobertura florestal nativa, principalmente nas áreas de nascentes, para que a vegetação desempenhe importantes funções ambientais, favorecendo a preservação dos recursos hídricos, paisagísticos, estabilidade geológica, biodiversidade, fauna e flora, além de garantir proteção do solo contra a ação de processos erosivos e bem-estar das populações (Coutinho et al., 2013). Tais funções estão fortemente relacionadas aos serviços ecossistêmicos assegurados pelos biomas naturais.

As mudanças climáticas e de uso/cobertura da terra (LULC) impactam os processos hidrológicos, e seus efeitos combinados podem reduzir a disponibilidade de água (Obahoundje et al., 2017). LULC influencia principalmente a capacidade de retenção de água do solo e, portanto, a geração de fluxo superficial, juntamente com a evapotranspiração real (Abbasi et al., 2022). Por exemplo, considerando uma pequena escala, a arborização pode contribuir para a redução da vazão enquanto o desmatamento pode levar ao aumento desta variável (Nunes e Auge, 2015; Li et al., 2007). Além disso, as taxas de infiltração podem ser reduzidas em terras agrícolas em comparação com a área de cobertura natural (Cornelissen et al., 2013; Giertz e Diekkrüger, 2003). As respostas a tais mudanças requerem avaliações detalhadas para fornecer alternativas de gestão sustentável para os recursos hídricos (Aboelnour et al., 2020). Assim, é essencial considerar as diferentes alternativas de uso da terra e seus impactos na disponibilidade de água (Oliveira et al., 2018; Mosbahi e Benabdallah, 2020).

Investigações recentes realizadas em diferentes regiões do Brasil têm focado principalmente nas consequências ambientais produzidas pelas mudanças climáticas (Andrade et al., 2020; Abbasi et al., 2022) e mudanças no uso da terra (Pereira et al., 2016; Blainski et al., 2017b; Oliveira et al., 2018; Fontes Júnior e Montenegro, 2019; Silva et al., 2020b; Silva et al., 2018; Lopes et al., 2021); e em diferentes regiões do mundo (Gyamfi et al., 2016; Marhaento et al., 2017; Worku et al., 2017; Gashaw et al., 2018; Obahoundje et al., 2017). No entanto, ainda são poucos os estudos realizados em pequenas bacias semiáridas que integram cenários de mudanças climáticas e uso da terra, com uma análise mais profunda e o papel da preservação da Cobertura de Caatinga para a disponibilidade de umidade e evapotranspiração do solo (Andrade et al., 2018; Magalhães et al., 2018; Montenegro et al., 2019).

Para avaliar o impacto das mudanças no clima e no uso da terra, fornecer alternativas sobre a disponibilidade de água e permitir o planejamento para o desenvolvimento agrícola sustentável, a modelagem hidrológica é uma ferramenta importante e poderosa (Pereira et al., 2016; Santos et al., 2018; Näschen et al., 2019). Os modelos podem ajudar a entender o funcionamento de um ecossistema, auxiliando na tomada de decisões, no direcionamento de práticas sustentáveis de uso da terra e desempenham um papel principal na melhoria das estratégias de gestão da água (Blainski et al., 2017b, Aboelnour et al., 2020; Silva e outros, 2018). Fontes Júnior e Montenegro (2019) destacam que modelos hidrológicos como o Soil and Water Assessment Tool (SWAT) têm sido amplamente utilizados para avaliar a influência de diferentes cenários de uso da terra nos recursos hídricos em bacias hidrográficas. O modelo SWAT combina informações climáticas, topográficas, edáficas e de uso do solo para avaliar a dinâmica hidrológica espaço-temporal em bacias hidrográficas, identificando vulnerabilidades relacionadas à quantidade e qualidade da água (Arnold et al., 2012). Os modelos hidrológicos, incluindo o SWAT, representam um potencial ainda a ser totalmente explorado para regiões semiáridas. Segundo Silva e cols. (2018), essa questão é especialmente importante em regiões como o nordeste do Brasil, onde existe toda uma gama de complexidade que ocorre desde a variabilidade natural até as influências humanas.

O uso de modelagem hidrológica requer o uso de dados observados para calibração e validação do modelo. Nesse aspecto, dada a dificuldade de obtenção de dados de vazão em bacias experimentais de regiões semiáridas, o uso de dados alternativos observados como umidade do solo e valores estimados de produtos de sensoriamento remoto como evapotranspiração tem mostrado grande potencial na confiabilidade da modelagem hidrológica (Filgueiras et al., 2020; Parajuli et al., 2018). Unial et al. (2017) associaram sensoriamento remoto e umidade do solo para verificar o desempenho do modelo SWAT. Miranda (2017) calibrou e validou o modelo SWAT para uma bacia semiárida a partir de dados de vegetação usando o produto MODIS (MOD15). Por sua vez, Lins et al. (2021) utilizaram a evapotranspiração do produto MOD16A2 do sensor MODIS para calibrar e validar o modelo SWAT para a mesma área de estudo do presente trabalho.

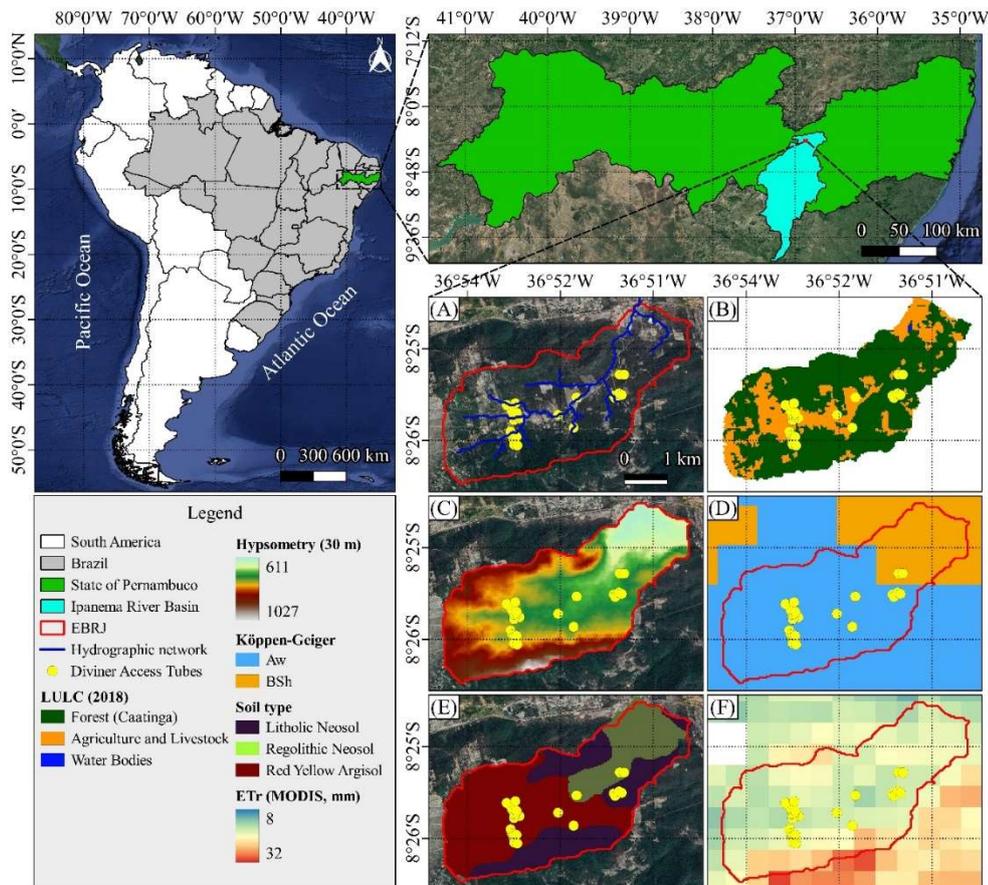
Assim, o objetivo deste estudo foi calibrar e validar o modelo SWAT para uma pequena bacia hidrográfica do semiárido brasileiro com escassez de dados observacionais, principalmente para vazão, usando informações de sensoriamento remoto para evapotranspiração, e então avaliar a dinâmica da umidade do solo, bem como os

impactos das mudanças no clima e no uso da terra. Além disso, foi realizada avaliação da inserção de áreas de preservação permanente nos processos hidrológicos, para embasamento científico para o futuro desenvolvimento sustentável dos recursos hídricos da região.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado na Bacia Experimental de Jatobá (13,0 km<sup>2</sup>), localizada no município de Pesqueira – PE, Brasil, entre as coordenadas 8° 34' 17" e 8° 18' 11" latitude sul 37° 01' 35" e 36 ° 47' 20" de longitude oeste (Figura 1). O clima da região é do tipo BSsh (semiárido, muito quente, tipo estepes), segundo a classificação de Köppen. A precipitação média anual na bacia é de aproximadamente 600 mm (com o período chuvoso entre abril e julho), a temperatura média é de 23°C e a evapotranspiração potencial é de aproximadamente 2000 mm/ano (Melo e Montenegro, 2015; Silva Junior et al., 2016).



**Figura 1.** Localização da Bacia Experimental do Riacho Jatobá e rede hidrográfica (A), Uso e Cobertura do Solo (B), Hipsometria (C), classificação de Köppen-Geiger (D), Tipo de solo (E) e evapotranspiração via sensor MODIS (F).

O Riacho Jatobá é afluente do Rio Ipanema, tem comprimento de 6,5 km, perímetro de 16 km e coeficiente de compacidade de 1,27 (Araújo, 2016), sendo um curso d'água de ordem 4. Suas nascentes se situam na Serra da Cruz, na cota topográfica de 830 m, com topo 200 m acima do exutório da bacia, e que vêm sofrendo ações de desmatamento. A Bacia do Rio Ipanema está inserida na Bacia do Rio São Francisco, com aproximadamente 7.800 km<sup>2</sup>, constituindo a principal bacia da Região Nordeste. A gestão dos recursos hídricos da região é realizada pela Agência Nacional de Águas e Saneamento (ANA) e também pelo Comitê do Rio São Francisco, com representantes de diversos segmentos sociais, incluindo indígenas, usuários de água, representantes de universidades, entre outros.

Os principais tipos de solo encontrados na bacia são Argissolo Amarelo, com presença de impedimento rochoso; Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico (Araújo et al., 2018). A BERJ apresenta-se como uma bacia tipicamente rural, com vegetação predominante Caatinga hiperxerófila, exibindo sazonalidade ao longo do tempo em função da pluviometria e dos índices climáticos locais (Silva Júnior, 2016). Ao longo dos últimos anos, devido aos diferentes usos do solo e ao manejo inadequado, a bacia vem sofrendo alterações na paisagem, as quais interferem nos processos hidrológicos e no balanço hídrico.

### **Aquisição de dados orbitais para evapotranspiração (ET)**

Os dados de evapotranspiração utilizados para calibração e validação do modelo hidrológico SWAT foram obtidos do produto MOD16A2, do sensor MODIS, para o período de 2003 a 2018, disponível em <https://earthexplorer.usgs.gov/>. O produto MOD16A2 tem uma resolução temporal de 8 dias e uma resolução espacial de 500 m. Embora a resolução espacial do MODIS seja grosseira, tal produto apresenta resolução temporal diária com valores cumulativos para 8 dias, o que é relevante para ambientes altamente variáveis no tempo, como regiões semiáridas (Bezerra et al., 2022). Os dados espaciais do produto consistiram em valores médios de ET, para os pixels correspondentes em cada sub-bacia. O processo de extração de valores foi realizado usando estatísticas zonais e para garantir que mesmo as menores zonas retornariam valores válidos. Os pixels de todos os produtos foram reamostrados para resolução espacial de 10 m, usando o procedimento de interpolação do vizinho mais próximo. O processamento foi realizado usando a biblioteca GDAL (Geospatial Data Abstraction Library; <https://gdal.org/>).

## Dados experimentais de umidade do solo e vazão

A umidade do solo foi monitorada a partir de duas sondas (TDR) *Campbell CS-616*, conectadas a um datalogger *CR1000 Campbell Scientific*, e instaladas na posição horizontal, na camada de 0,20 m do solo, sendo o monitoramento realizado em passo de tempo diário. A unidade experimental onde estão localizadas as sondas de monitoramento da umidade do solo compreende uma parcela experimental com cobertura natural, com dimensões de 4,5 m de largura por 11 m de comprimento (sentido do declive), delimitadas por alvenaria, totalizando uma área de 49,5 m<sup>2</sup> (Santos et al., 2010). A cobertura natural da parcela foi caracterizada por Lopes et al. (2019) como Caatinga rasa de pequeno e médio porte, com predominância de marmelo (*Croton sonderianus*) e jurema-preta (*Mimosa hostilis Benth*).

Também foram utilizados dados de umidade experimentais estimados com a sonda capacitância *Diviner 2000*<sup>®</sup>. Na BERJ existem 12 pontos de monitoramento com tubos de acesso para sondas *Diviner*, especializados em locais estratégicos, com diferentes declividades, tipo e uso do solo, e condições de acesso, para monitoramento da umidade do perfil de solo que variam de até 0,2 m ou até 0,6 m. O monitoramento foi realizado em passo de tempo mensal e a série temporal inicia-se em 2009 e vai até 2020. A vazão foi estimada a partir da leitura de níveis d'água em seção de controle com curva-chave conhecida, registrada em levellogger *Soilinst*<sup>®</sup>.

## Descrição do Modelo

O *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), disponível gratuitamente em (<http://swat.tamu.edu/>), é um modelo semiconceitual, semidistribuído, de base física e contínuo no tempo (Arnold et al., 2012). É um modelo frequentemente utilizado na simulação de diferentes processos físicos, como clima, hidrologia (escoamento superficial, percolação, interceptação, infiltração, fluxo subsuperficial, fluxo de base e evapotranspiração), e manejo do solo em escalas de tempo diárias, mensais e anuais (Fontes Júnior et al., 2019; Bressiani et al., 2015).

O SWAT considera a equação do balanço hídrico (Eq. 1) e estima o escoamento superficial usando o método da curva-número (CN), desenvolvido pelo *Soil Conservation Service*. Além disso, o modelo considera as chamadas Unidades Hidrológicas de Resposta

(HRUs), que representam áreas homogêneas em relação ao tipo de solo, uso do solo e declividade, para cálculo dos processos hidrológicos (Neitsch et al., 2005).

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (P - Q_s - ET - W_s - Q_{gw}) \quad (1)$$

onde  $SW_t$  e  $SW_0$  representam os armazenamentos de água no solo nos tempos final e inicial, respectivamente (mm),  $t$  é o tempo (dias),  $P$  é a precipitação (mm),  $Q_s$  é o escoamento superficial (mm),  $ET$  é a evapotranspiração (mm),  $W_s$  é a percolação (mm) e  $Q_{gw}$  é o escoamento de base (mm).

Para estimar a evapotranspiração real, o modelo SWAT primeiro calcula a evapotranspiração potencial, dando ao usuário a opção de usar três métodos diferentes: Penman–Monteith–FAO, Hargreaves & Samani e Priestley-Taylor. No presente estudo, foi adotado o método de Hargreaves & Samani, que se adapta bem às regiões semiáridas. Após a determinação da evapotranspiração potencial, calcula-se a evapotranspiração real. O SWAT primeiro evapora qualquer chuva interceptada pelo dossel da planta, em seguida calcula a quantidade máxima de transpiração e a quantidade máxima de evaporação do solo (Neitsch et al., 2009).

### Dados de entrada do SWAT

O modelo SWAT requer quatro tipos principais de dados de entrada, três tipos considerados dados espaciais, sendo eles o MDE (modelo de elevação digital), mapa de tipo de solo e mapa de uso do solo, e os dados tabulares ou temporais de variáveis meteorológicas. Para o presente trabalho, o MDE foi obtido junto a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), assim como o mapa de tipo do solo a partir do Zoneamento Agroecológico de Pernambuco (ZAPE). As características físicas do solo estão descritas na Tabela 1 e foram especificadas conforme Montenegro e Ragab (2010), com base em diversas campanhas de campo.

**Tabela 1.** Propriedades físico-hídricas dos solos da BERJ, Pesqueira-PE

Nº	Solo	Propriedades físico-hídricas do solo							
		Z (mm)	D <sub>s</sub> (g/cm <sup>3</sup> )	CAD (mm/mm)	k <sub>sat</sub> (mm/hr)	Textura (%)			C.O (%)
						Argila	Silte	Areia	
1.	AVA	950	1,38	0,30	3,80	32	31	37	1,74

		1300	1,32	0,32	1,29	34	27	39	0,58
		2000	1,59	0,37	36,43	5,5	30,5	64	1,30
2.	NLIT	500	1,48	0,33	17,96	19	25	56	1,74
3.	NREG	170	1,56	0,34	18,00	11	8	81	1,74
		450	1,54	0,34	18,00	13	16	71	0,58
		850	1,56	0,33	0,05	13	11	76	0,05

AVA – Argissolo Vermelho-Amarelo, NL – Neossolo Litólico, NR – Neossolo Regolítico, Z – profundidade (mm),  $D_s$  – densidade do solo ( $\text{g/cm}^3$ ), CAD – capacidade de água disponível (mm/mm),  $k_{\text{sat}}$  – condutividade hidráulica saturada do solo (mm/hr), C.O – carbono orgânico. Fonte: Montenegro e Ragab (2010).

As diferentes classes de uso do solo existentes na BERJ foram reclassificadas de acordo com as classes disponíveis no banco de dados do SWAT. As classes relacionadas foram água (WATR), área agrícola (AGRL), Caatinga arbustiva aberta (SWRN), Caatinga arbustiva fechada (RNGB), e Caatinga arbórea (FRST), correspondendo a 0,10%, 66,06%, 12,56%, 5,20% e 16,08% da área da bacia, respectivamente.

Dados de 20 anos da estação agrometeorológica, (localizada nas direções mais 43° 23' 43" Sul e 36° 51' 55" Oeste), de temperatura máxima e mínima do ar, umidade relativa do ar, radiação solar, velocidade do vento e foram usados como entrada arquivos para o gerador de clima SWAT. Os dados pluviométricos foram registrados em três pluviômetros automáticos instalados na bacia, operados pelo Laboratório de Água e Solos da Universidade Federal Rural de Pernambuco. Os dados de precipitação foram submetidos à análise de consistência, segundo o Método da Dupla Massa (Bertoni e Tucci, 2013), obtendo-se valores de coeficiente de determinação ( $r^2$ ) de 0,99, indicando assim adequada consistência entre os registros em localidades distintas. A série temporal de dados deste estudo compreendeu o período de 2000 a 2021, operando em passo de tempo diário, em que os três primeiros anos (2000 e 2002) foram utilizados para o aquecimento do modelo SWAT, não sendo considerados para a análise hidrológica.

A verificação preliminar do desempenho do modelo foi realizada com base nos estudos de Magalhães et al. (2018), para vazão e umidade do solo. Os autores usaram o período entre 2009 e 2010 para realizar uma calibração manual do modelo usando dados diários de vazão e umidade do solo. Os parâmetros utilizados na calibração da vazão e umidade do solo com o modelo SWAT no BERJ por Magalhães et al. (2018) foram escolhidos com base em uma análise de sensibilidade de 19 parâmetros relacionados aos processos de escoamento, evapotranspiração, percolação, recarga e infiltração. Os três parâmetros (CN2, ALPHA\_BF e GWQMN) utilizados por Magalhães et al. (2018) serviu de base para uma nova calibração e validação realizada no presente estudo.

Em seguida, o modelo foi calibrado e validado manualmente, usando média móvel de cinco conjuntos de dados ET (8 dias de resolução temporal cada data) respectivamente para os períodos (01/2003 a 12/2012) e (01/2013 a 12/2018). Posteriormente, para avaliar o desempenho do SWAT na simulação da umidade do solo, foi utilizada a umidade do solo obtida experimentalmente no BERJ para o período de fevereiro de 2017 a março de 2018. Além disso, o modelo calibrado foi verificado contra o conjunto de dados de umidade do solo e, em seguida, aplicado para analisar os impactos das mudanças climáticas e cenários de uso da terra nos processos hidrológicos na bacia.

### **Critérios estatísticos e performance do Modelo SWAT**

A performance do modelo SWAT foi avaliada por meio de três indicadores estatísticos, o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS), percentual de tendência (PBIAS) e o coeficiente de determinação ( $R^2$ ). Os indicadores são representados através das equações abaixo (Equações 2, 3 e 4):

$$NS = 1 - \frac{\sum_i (Q_{obs} - Q_{sim})_i^2}{\sum_i (Q_{obs,i} - \bar{Q}_{obs})^2} \quad (2)$$

$$PBIAS = 100 \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs} - Q_{sim})_i}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs,i})} \quad (3)$$

$$R^2 = \frac{[\sum_i (Q_{obs,i} - \bar{Q}_{obs})(Q_{sim,i} - \bar{Q}_{sim})]^2}{\sum_i (Q_{obs,i} - \bar{Q}_{obs})^2 \sum_i (Q_{sim,i} - \bar{Q}_{sim})^2} \quad (4)$$

Em que  $Q_{obs}$  é o dado observado;  $Q_{sim}$  é o dado simulado;  $\bar{Q}_{obs}$  é a média dos dados observados;  $\bar{Q}_{sim}$  é a média dos dados simulados.

Estatísticas descritivas (máximo, mínimo, média, desvio padrão e coeficiente de variação) foram usadas para avaliar a dinâmica da umidade do solo, e box-plots e distribuição de frequência cumulativa foram gerados a partir de dados observados e simulados. O coeficiente de variação (CV) foi avaliado segundo os critérios de avaliação de Warrick e Nielsen (1980), onde  $CV < 12\%$  (baixa variabilidade),  $CV$  entre 12 e 60% (variabilidade média) e  $CV > 60\%$  alta variabilidade.

## **Estatísticas exploratórias via Análise de Componentes Principais (PCA) para a estação chuvosa e seca**

A análise estatística exploratória dos dados foi realizada por meio da técnica de Análise de Componentes Principais (PCA), na qual as variáveis umidade do solo, ET (evapotranspiração), Precipitação, AVA (Argissolo Vermelho-amarelo), FRST (Mata da Caatinga), altitude e a inclinação foram investigadas em conjunto. Com base nas Componentes Principais (CP) foi obtida a matriz de covariância para extração dos autovalores que originam os autovetores. Para identificar as variáveis que apresentaram correlação, foi utilizado o critério de Kaiser, considerando autovalores acima de 1, que geram componentes com quantidade relevante de informações a partir dos dados originais (Kaiser, 1958). Uma análise de correlação de componentes principais (CCP) também foi realizada para todas as variáveis estudadas, buscando correlacionar com o PCA e identificar o grau de correlação entre as variáveis.

## **Cenários de mudanças climáticas**

O presente estudo utilizou os modelos climáticos globais (GCM's) MIROC5 e HadGEM2-ES, reduzidos dinamicamente pelo Modelo Climático Regional Eta (Eta-MIROC5 e Eta-HadGEM2-ES) desenvolvido pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) para fornecer projeções de mudanças climáticas na América do Sul em alta resolução. Dados de precipitação diária, temperatura mínima e máxima do Eta-MIROC5 e Eta-HadGEM2-ES foram obtidos junto ao INPE (<https://projeta.cptec.inpe.br/#/dashboard>), para as duas vias de concentração representativa (Representative Concentration Pathways - RCPs) 8,5 e 4,5. Para fins de análise, os resultados de simulação advindos dos modelos climáticos serão subdivididos em curto (2022 a 2040), médio (2041 a 2070) e longo (2071 a 2099) prazos.

## **Correção de tendência**

As estimativas dos RCM's para o período de controle podem não concordar com os dados observados, então para minimizar os vieses existentes é geralmente realizada uma correção (Santos et al., 2019). Para reduzir as incertezas dos entre os dados simulados e

observados, o presente estudo utilizará o software CMhyd (*Climate Model for Hydrologic Modeling*), desenvolvido por Rathjens et al. (2016), que realiza a correção de tendência de dados de precipitação e temperatura de modelos climáticos globais e regionais, fornecendo oito métodos de correções, são eles: *Linear scaling* (LS), *Delta change*, *Local intensity scaling*, *Power transformation*, *Variance scale* e *Distribution mapping* (DM). Todos os métodos poderão ser testados no presente trabalho, porém inicialmente serão selecionados os métodos *Linear Scaling* (LS) e o *Distribution Mapping* (DM), sendo ambos considerados adequados para correção de dados de precipitação e temperatura segundo Teutschbein e Seibert (2010).

O método *Linear Scaling* (LS) trabalha com valores mensais de correção estabelecidos sobre as diferenças entre dados simulados observados e históricos (Teutschbein; Seibert, 2010; Oliveira et al., 2017). O método pode ser descrito pelas Equações 5, 6, 7 e 8:

$$P^*_{contr}(d) = P_{contr}(d) \cdot \left[ \frac{\mu_m(P_{obs}(d))}{\mu_m(P_{contr}(d))} \right] \quad (5)$$

$$P^*_{scen}(d) = P_{scen}(d) \cdot \left[ \frac{\mu_m(P_{obs}(d))}{\mu_m(P_{contr}(d))} \right] \quad (6)$$

$$T^*_{contr}(d) = T_{contr}(d) + \mu_m(T_{obs}(d)) - \mu_m(T_{contr}(d)) \quad (7)$$

$$T^*_{scen}(d) = T_{scen}(d) + \mu_m(T_{obs}(d)) - \mu_m(T_{contr}(d)) \quad (8)$$

Onde P (d) e T (d) são precipitação e temperaturas diárias, respectivamente;  $\mu_m$  é a média da variável m dentro do mês; e 'contr', 'scen' e 'obs' referem-se ao controle (período de referência), cenários e dados observados, respectivamente.

O método *Distribution Mapping* (DM) objetiva corrigir a função de distribuição dos dados simulados pelo modelo climático, de forma a concordar com a função de distribuição dos dados observados. Isso pode ser feito por meio da criação de uma função de transferência para mudar as distribuições de ocorrência de precipitação e temperatura (Sennikovs e Bethers, 2009). A distribuição Gama (Thom, 1958) com parâmetro de forma  $\alpha$  e parâmetro de escala  $\beta$  é frequentemente considerada adequada para distribuições de eventos de precipitação (Teutschbein e Seibert, 2012). Para séries temporais de temperatura, a distribuição gaussiana (Cramér, 1999) com parâmetro de localização  $\mu$  e parâmetro de escala  $\sigma$  é geralmente assumida como a de melhor ajuste (Teutschbein e Seibert, 2012). As equações que regem o método DM são as seguintes (Equações 9, 10, 11 e 12):

$$P^*_{contr}(d) = F_y^{-1} \left( (F_y(P_{contr}(d) | \alpha_{contr,m}, \beta_{contr,m}) | \alpha_{obs,m}, \beta_{obs,m}) \right) \quad (9)$$

$$P^*_{scen}(d) = F_y^{-1} \left( (F_y(P_{scen}(d) | \alpha_{contr,m}, \beta_{contr,m}) | \alpha_{obs,m}, \beta_{obs,m}) \right) \quad (10)$$

$$T^*_{contr}(d) = F_N^{-1} \left( (F_N(T_{contr}(d) | \mu_{contr,m}, \sigma^2_{contr,m}) | \mu_{obs,m}, \sigma^2_{obs,m}) \right) \quad (11)$$

$$T^*_{scen}(d) = F_N^{-1} \left( (F_N(T_{scen}(d) | \mu_{contr,m}, \sigma^2_{contr,m}) | \mu_{obs,m}, \sigma^2_{obs,m}) \right) \quad (12)$$

A escolha do melhor método de correção de tendência foi realizada de acordo com a estatística fornecida pelo CMhyd que para os dados de precipitação são: média mensal (mm), desvio padrão (mm), coeficiente de variação, percentil 90% (mm), probabilidade de dia úmido, intensidade de precipitação (mm), além das séries temporais de precipitação mensal (mm), considerando dados observados, dados brutos do modelo climático e dados corrigidos pelo método adotado. Para os dados de temperatura são fornecidos a média mensal (°C), o desvio padrão (°C), e os percentis 10% e 90% (°C), além das séries temporais de temperaturas máxima e mínima mensais (°C), considerando dados observados, dados brutos do modelo climático e dados corrigidos pelo método adotado.

### **Cenário de uso do solo**

A fim de avaliar os impactos das mudanças do uso do solo sobre os processos hidrológicos da BERJ, foram utilizados dois mapas de solos, um foi o mapa de uso do solo utilizado por Magalhães et al. (2018), sendo este denominado como S0 – baseline, e mais dois cenários de cobertura vegetal foram considerados: S1 – uso referente ao ano de 2018, e S2 – preservação, considerando as Áreas de Preservação Permanente (APPs) especificadas conforme a Lei 12.651/2012, nas principais nascentes do Riacho Jatobá. A Figura 2 apresenta os mapas dos cenários S0 e S1.

Para a delimitação das APPs, foi considerada a metodologia proposta por Peluzio et al. (2010), em que são definidos quatro tipos de áreas de preservação: 1. APPs de nascentes, 2. APPs de cursos d'água, 3. APPs de declividade (encostas), e 4. APPs de topos de morro (áreas de topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 metros e inclinação média maior que 25°).

De acordo com a Lei 12.651/2012, as APPs são definidas da seguinte forma:

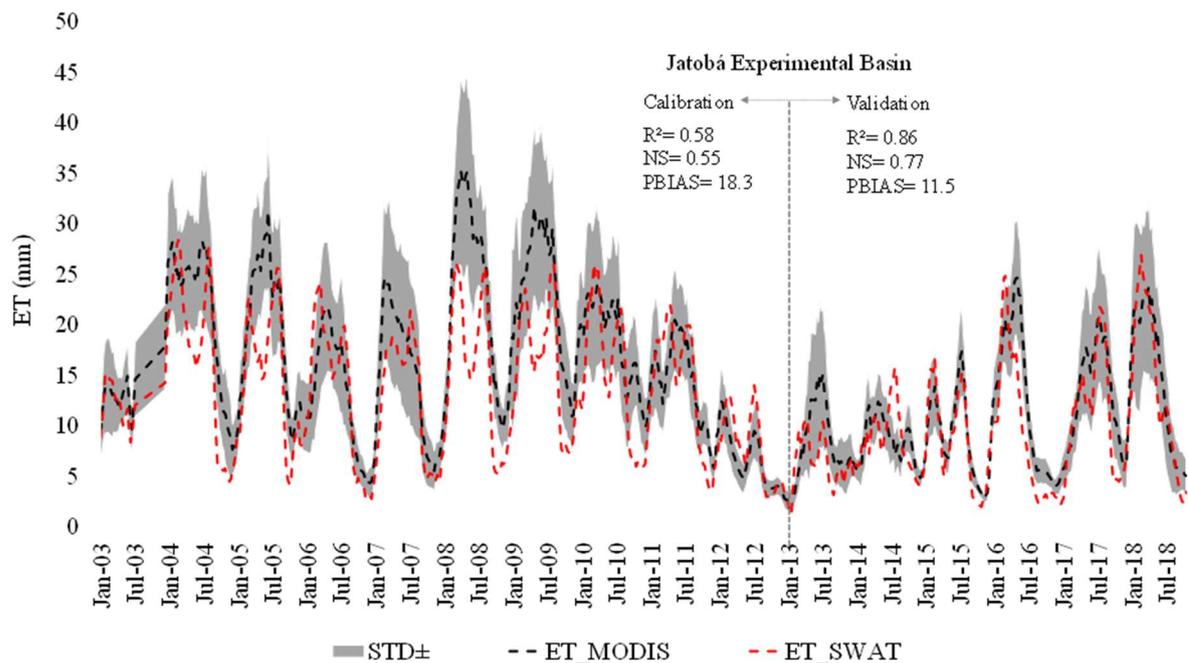
1. APPs de nascentes: são definidas como as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, devendo haver um raio mínimo de 50 metros de vegetação nativa.
2. APPs de cursos d'água: representam as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, devendo haver desde a borda da calha do leito regular uma largura mínima variável de 30 a 500 metros de vegetação nativa, de acordo com a largura do curso d'água.
3. APPs de declividade (encostas): constituem encostas ou partes destas com declividade superior a 45°.

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Com base nos resultados do modelo digital de elevação (MDE), 29 sub-bacias foram consideradas na Bacia Experimental do Riacho Jatobá, com áreas variando entre 0,02 e 1,3 km<sup>2</sup>, e com o exutório correspondendo à sub-bacia 1. Essas áreas hidrológicas foram estabelecidas considerando os fluxos de drenagem, os limites da bacia hidrográfica e a drenagem da bacia. As informações geradas nos mapas de tipos de solo, declividade e uso do solo forneceram os dados necessários para delimitar as Unidades de Resposta Hidrológica (HRUs) para simulação, com um total de 104 HRUs geradas neste estudo, para o cenário S0.

### **Calibração e validação do modelo com dados orbitais ET**

Os parâmetros obtidos/utilizados foram os mesmos propostos por Lins et al. (2021), conforme segue: CN2=6%; ALPHA\_BF=0,05; GWQMN=700; GW\_REVAP=0,2; EPCO=0,6; ESCO=0,6 e CANMAX=10. A Figura 2 apresenta o gráfico com a estimativa da série temporal de ET para toda a bacia do Jatobá no período de 2003 a 2018, gerada pelos modelos SWAT e MODIS, utilizando médias móveis de 5 períodos de 8 dias. Tal análise mostrou um bom ajuste, em que o alisamento da série pode ser comparado à média das séries mensais ou anuais. Para os períodos de calibração (01/2003 a 12/2012) e validação (01/2013 a 12/2018) os valores dos parâmetros de desempenho obtidos foram NS=0,55, R<sup>2</sup>=0,58 e PBIAS=18,3 e NS=0,77, R<sup>2</sup> = 0,86 e PBIAS=11,5, respectivamente.



**Figura 2.** Calibração e validação para a Bacia Experimental do Jatobá (valores médios de todas as sub-bacias).

Sirisena et al. (2020) usaram dados de fluxo e evapotranspiração com base em sensoriamento remoto para avaliar uma calibração multivariada com modelo SWAT na Bacia de Chindwin, Myanmar, e encontraram valores NS de 0,97 e 0,64 para fluxo e ET, respectivamente. Parajuli et al. (2018) avaliando o uso de dados de evapotranspiração do sensor MODIS no modelo SWAT em uma bacia hidrográfica do Mississippi, EUA. Os autores encontraram valores de  $R^2$  e NS de até 0,82 e 0,80 na calibração e de 0,78 e 0,75 na validação, respectivamente. Franco e Bonumá (2017), ao realizarem uma calibração multivariável do modelo SWAT, com evapotranspiração por sensoriamento remoto, encontraram valores de  $R^2$  de 0,51 para calibração e 0,80 para validação. No entanto, segundo os autores, o desempenho da simulação de evapotranspiração foi insatisfatório devido aos altos valores de PBIAS encontrados (entre 37,6 e 43,1 para calibração; e entre 33,0 e 41,4 para validação).

A Figura 3 mostra a verificação da simulação da ET para todo o período avaliado e contempla as sub-bacias que também foram utilizadas na verificação da umidade do solo (Sub-5, Sub-13, Sub-24 e Sub-19) e vazão (Sub-9). Os parâmetros estatísticos encontrados variaram entre 0,42 e 0,69 para  $R^2$ , 0,49 e 0,62 para NS e 6,2 a 23,1 para PBIAS. Das cinco sub-bacias analisadas, apenas a Sub-5 (Figura 11A) e a Sub-19 (Figura 11E) apresentaram

parâmetros estatísticos abaixo de 0,5, com  $R^2 = 0,42$  e  $NS=0,49$  respectivamente para Sub-5 e Sub-19.

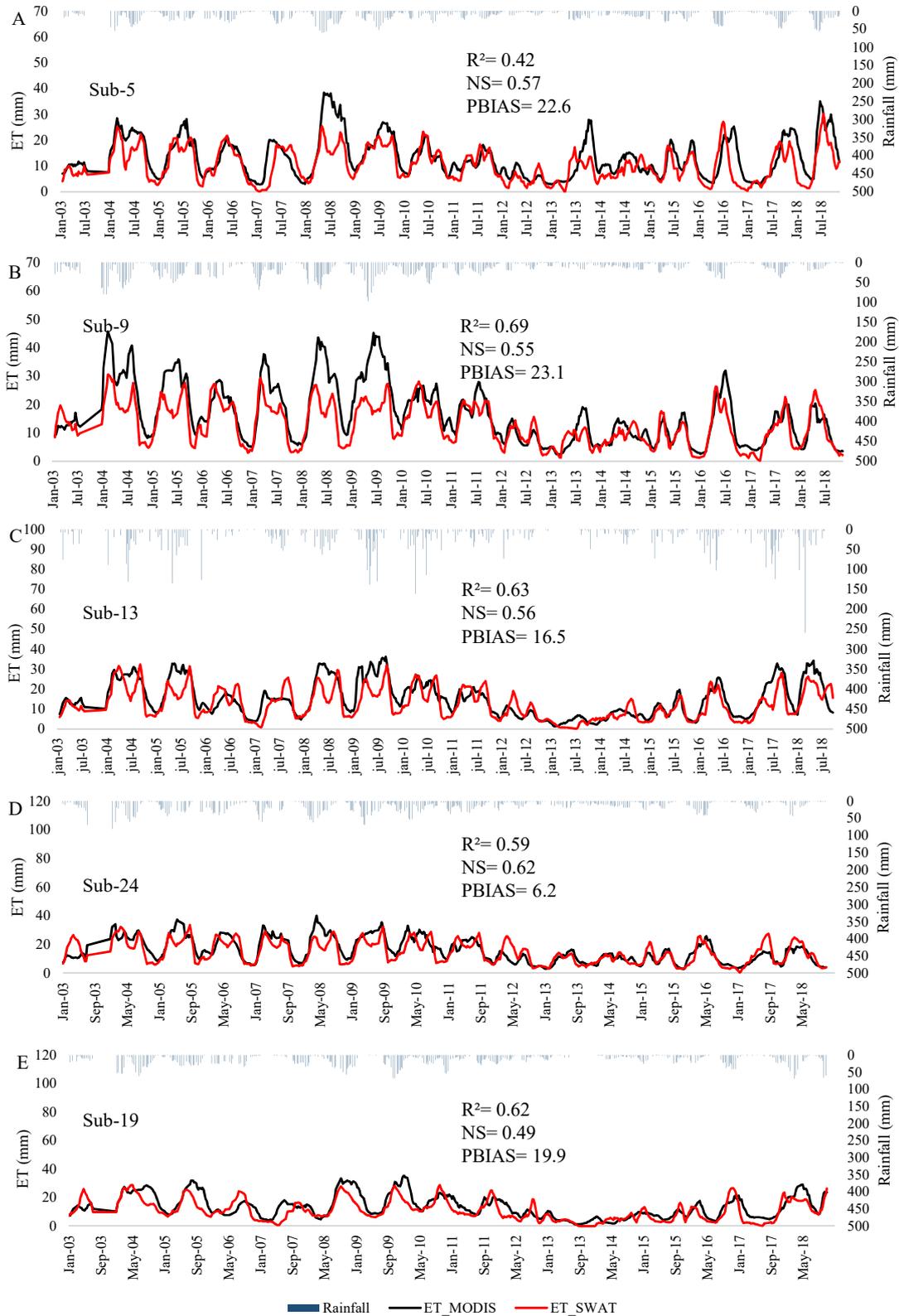


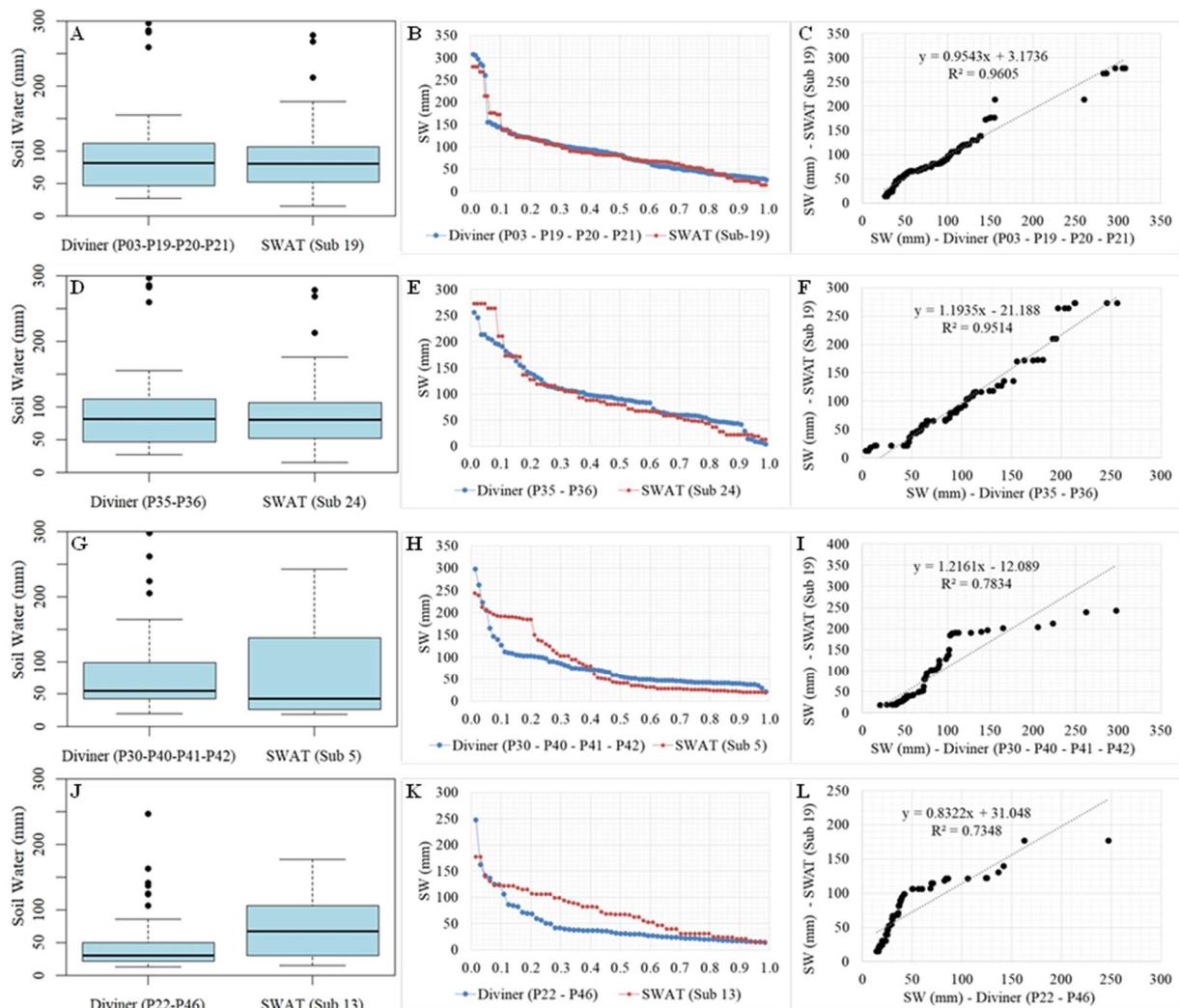
Figura 3. Comportamento da evapotranspiração em diferentes sub-bacias.

Considerando os diferentes usos e tipos de solo para as sub-bacias analisadas, bem como o longo período de dados, os parâmetros estatísticos demonstram que o uso de dados de ET do MODIS pode ser usado em escala de sub-bacia. Koltsida e Kallioras (2022) usaram dados do MODIS para calibrar uma sub-bacia experimental com diferentes usos da terra em Athena. Os autores constataram que a integração do uso de sensoriamento remoto pode ser uma boa opção para bacias hidrográficas que carecem de dados observados, como é o caso da maioria das bacias semiáridas brasileiras que carecem de dados de vazão.

### **Dinâmica da umidade do solo**

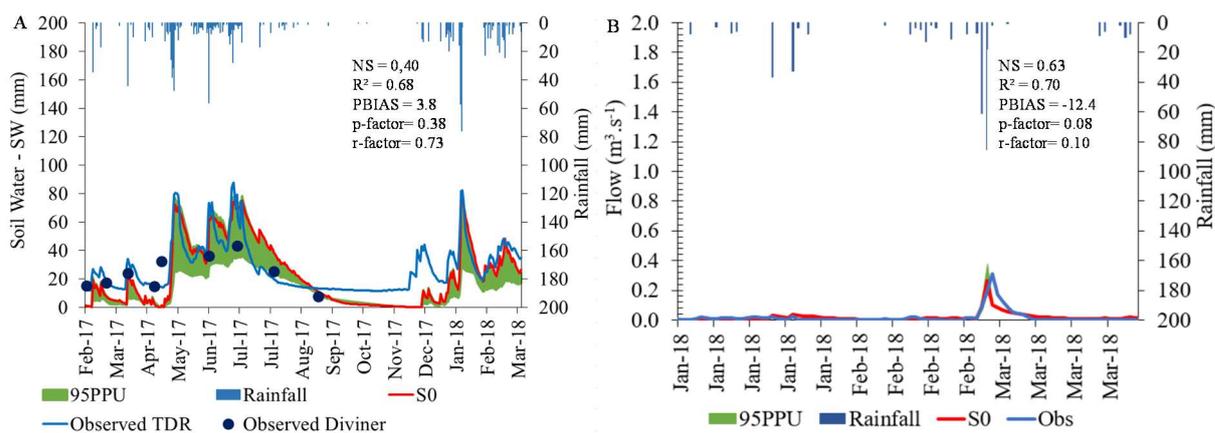
A umidade do solo simulada para as 29 sub-bacias da linha de base (S0) apresentou alta variabilidade, segundo os critérios de classificação de Warrick e Nielsen (1980), com médias variando de 13,05 a 290,92 mm. Para a umidade do solo observada no TDR, também foi encontrada alta variabilidade para o período de fevereiro de 2017 a março de 2018, com mínimo de 11,53 mm e máximo de 87,70 mm. Os dados de umidade do solo medidos com a sonda Diviner em 12 pontos distribuídos no BERJ podem ser vistos na Figura 1, sendo verificada variabilidade intermediária e alta para toda a série temporal de 2009 a 2020. Montenegro et al. (2019), ao avaliar o comportamento da umidade do solo no BERJ para locais onde a caatinga era predominante, observaram que o coeficiente de variação aumentava quando a evapotranspiração superava a precipitação.

A análise box-plot e a distribuição de frequência cumulativa realizada a partir dos dados de umidade do solo observados com a sonda Diviner são apresentadas na Figura 4. Comportamento semelhante foi verificado entre os box-plots, principalmente para as sub-bacias 19 (Figura 4A) e 24 (Figura 4D), as mesmas sub-bacias apresentaram um  $R^2 > 0,9$  para distribuição de frequência cumulativa (Figura 4C e 4F). Embora as outras duas sub-bacias (Sub-5 e Sub-13) analisadas não apresentem um comportamento muito semelhante nos box-plots, na análise de distribuição de frequência cumulativa foram observados  $R^2$  consideráveis com 0,78 e 0,73 para as sub-bacias 5 e 13 (Figura 4I e 4L), respectivamente.



**Figura 4.** Box-plots, distribuição de frequência cumulativa e coeficiente de determinação da umidade do solo observada e simulada, de janeiro de 2014 a outubro de 2017.

A fim de verificar a eficiência do modelo SWAT calibrado e validado em simular dados de umidade do solo para o período de fevereiro de 2017 a março de 2018, os dados simulados foram comparados com os dados observados in situ (Figura 5). A unidade experimental onde foi monitorada a umidade do solo localiza-se na sub-bacia 5, que possui área de 1,19 km<sup>2</sup>, estando localizada em área com Neossolo Regolítico. Adicionalmente, foi verificada a vazão da seção transversal de controle (localizada na sub-bacia 9), no período de janeiro a março de 2018, conforme Figura 5b.



**Figura 5.** Séries diárias de umidade do solo observada e simulada (S0) e hietograma de precipitação na sub-bacia 5 (A) e séries temporais de vazão observada e simulada pelo modelo SWAT (S0) e hietograma de precipitação na sub-bacia 9 (B).

Os valores simulados de S0 e observados referentes à umidade do solo (Figura 5A) e a vazão (Figura 5B) apresentaram comportamento semelhante, com destaque para os períodos de fevereiro a maio de 2017 e de fevereiro a março de 2018 para umidade do solo, onde os picos e os períodos de recessão foram capturados pelo modelo, e para a vazão, destacou-se o pico entre os meses de fevereiro e março de 2018, onde o modelo representou satisfatoriamente a vazão observada. Verifica-se que o SWAT apresentou uma boa resposta aos períodos em que há ocorrência de chuva, tanto para a umidade quanto para a vazão, entretanto, nos períodos de estiagem, o modelo não representou adequadamente os processos de retenção de água no solo, subestimando, por exemplo, a umidade do solo nos meses de outubro, novembro e dezembro de 2017, logo, para a vazão, o modelo acompanhou a recessão com baixas variações.

Embora os valores de umidade do solo durante o período seco tenham sido subestimados pelo SWAT, foi possível verificar um aceitável coeficiente de determinação ( $r^2 = 0,68$ ) entre os valores diários simulados (S0) e observados ao longo do período avaliado. Os valores de  $r^2$  para o período chuvoso foram iguais a 0,84 (fevereiro a maio de 2017) e 0,78 (fevereiro a março de 2018). Valores semelhantes foram encontrados por Montenegro e Ragab (2010), avaliando a resposta hidrológica da bacia do Rio Ipanema, na qual a BERJ está inserida, sob diferentes cenários de mudanças climáticas e de uso do solo, com um coeficiente de determinação de 0,70 entre os dados simulados e observados de umidade do solo. Em relação a vazão, apesar do comportamento semelhante entre os dados observados e simulados

(S0), foi verificado coeficiente de determinação ( $r^2$ ) igual a 0,59 estando assim dentro do limite aceitável de  $r^2 > 0,5$  para a simulação do modelo, de acordo com Moriasi et al. (2007).

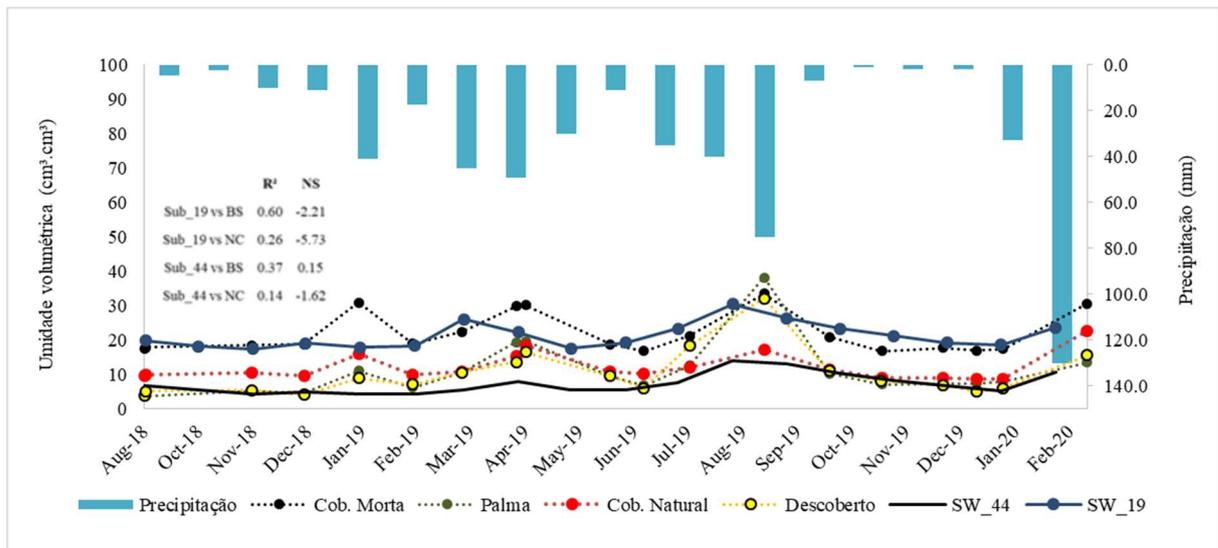
O valor do NSE foi de 0,40 para umidade do solo valores abaixo do especificado por Moriasi et al. (2007) como satisfatório ( $NSE > 0,5$ ) para processos de calibração, em contrapartida para vazão foi constatado um NS de 0,58. Entretanto, vale salientar que o processo de calibração do modelo com dados de umidade do solo e vazão para a BERJ havia resultado em valores de NSE satisfatório ( $NSE = 0,53$  e  $0,58$  respectivamente), de acordo com Magalhães et al. (2018) corroborando com o presente trabalho para vazão. Entretanto, para a validação do modelo, os mesmos autores encontraram NS de 0,46 e 0,42 para umidade e vazão do solo respectivamente, estando abaixo do limite estabelecido por Moriasi et al. (2007). A presente análise de umidade do solo não aborda processos de calibração ou validação, mas sim uma verificação do modelo calibrado para outro período de tempo. Portanto, NS de 0,40 e 0,63 podem ser considerados aceitáveis, devido às incertezas inerentes ao uso dos dados de umidade e vazão do solo em um modelo hidrológico em uma bacia hidrográfica do semiárido. Tais incertezas também estão relacionadas a diferentes resoluções espaciais para medições de umidade do solo, conforme apontado por Uniyal et al. (2017), que avaliou o desempenho da umidade do solo simulada por SWAT em escala de captação por meio de medições de campo e índices derivados de Landsat. Segundo os autores, existe uma lacuna de escala entre a umidade do solo extraída do sensoriamento remoto e os dados de umidade do solo do SWAT, devido às suas diferentes resoluções. Da mesma forma, no presente estudo, há uma diferença de escala entre a umidade do solo simulada pelo SWAT e medida em campo pela TDR e pela Diviner 2000<sup>®</sup> (pontual).

Destaca-se que os valores de NS da umidade do solo para os períodos chuvosos foram iguais a 0,52 (fevereiro a maio de 2017) e 0,74 (fevereiro a março de 2018). De acordo com Andrade et al. (2018), a obtenção de melhores valores no NS pelo modelo SWAT geralmente ocorre durante o período chuvoso, quando há maiores precipitações e, conseqüentemente, maiores picos de vazão. Tal condição também pode ser observada no comportamento da umidade do solo, com a melhora significativa do NS apenas durante o período chuvoso.

O PBIAS avalia a tendência média que os dados simulados têm em superestimar ou subestimar os dados observados (UZEIKA et al., 2012). Seu valor ótimo é 0, com baixas magnitudes (até  $\pm 25\%$ ) indicando boa precisão na simulação do modelo. Valores positivos indicam subestimação pelo modelo e valores negativos indicam superestimação (Gupta et al.,

1999). Verifica-se que o PBIAS resultou em 3,8% para umidade do solo e -12,4%, para a vazão ambos valores apresentados são considerados como satisfatório, sendo que a umidade do solo por apresentar valor positivo, os dados simulados foram subestimados em relação aos observados, já o valor negativo da vazão indica uma subestimação em relação aos valores observados. Os valores de PBIAS para o período chuvoso foram iguais a 18% (fevereiro a maio de 2017) e -0,51% (fevereiro a março de 2018).

Para avaliar o efeito de fluxos laterais, foi refeita a delimitação das sub-bacias, reduzindo o tamanho das mesmas de modo a isolar contribuições para umidade do solo advindas de contribuições a montante. Dessa forma a sub-bacia 19, que contém a parcela experimental (Unidade Experimental – UE2) com uma área de 131 hectares, foi reduzida a sub-bacia 44 com uma área de 3,5 hectares também abrigando a parcela experimental UE2, a qual foi monitorada com sonda Diviner para diferentes tipos de cobertura. Pode-se verificar na Figura 6 a comparação entre as medições de umidade do solo com a sonda Diviner e as umidades simuladas mensais do solo nas sub-bacias 19 e 44.



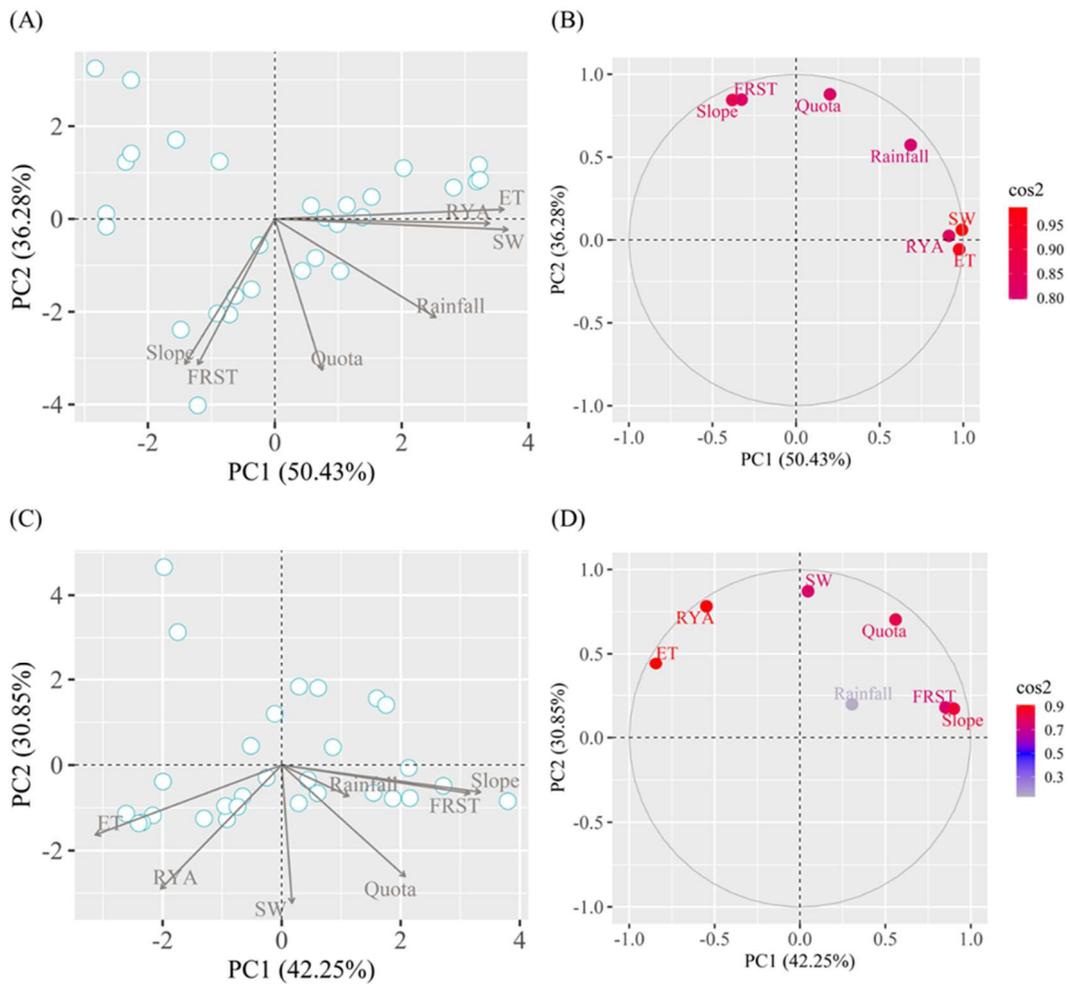
**Figura 4.** Umidade do solo mensal simulada e observada, na Bacia Experimental do Jatobá- Pesqueira-PE.

É possível verificar um comportamento geral semelhante entre a umidade do solo medida e simulada, embora a comparação não tenha produzido valores estatísticos satisfatórios de R<sup>2</sup> e NS, que podem estar associados a diferenças nas resoluções espacial e temporal. De fato, a umidade do solo medida com o Diviner foi realizada em campanhas diárias de um determinado mês, enquanto os valores simulados do SWAT representam médias mensais. Além disso, a análise mostra incertezas relacionadas à escala espacial entre as simulações, de modo que a sub-bacia 19, com a maior área, apresenta maiores valores de

umidade do solo durante o período analisado do que a sub-bacia 44. Em uma abordagem semelhante, Kalcic et al. (2015) alteraram o limite de campo, inserindo HRUs em pequenas escalas, e afirmaram que a definição de limites de campo por HRU aumenta o desempenho do modelo SWAT para pequenas bacias hidrográficas. Uniyal et al. (2017) também destacaram o mesmo efeito de escala ao comparar as medições de TDR com sensoriamento remoto e estimativas SWAT de umidade do solo, apontando que a umidade do solo produzida a partir dessas três fontes diferentes não é exatamente comparável. As incertezas na simulação da umidade do solo apresentadas neste estudo, juntamente com as discutidas na literatura, reforçam que o modelo SWAT possui limitações na simulação desta variável, e tais limitações podem ser atribuídas ao baixo número de pontos de monitoramento no campo, as diferenças entre áreas e profundidades cobertas por cada fonte e as diferentes escalas de tempo em que esses dados são medidos.

### **Análise de Componentes Principais (PCA)**

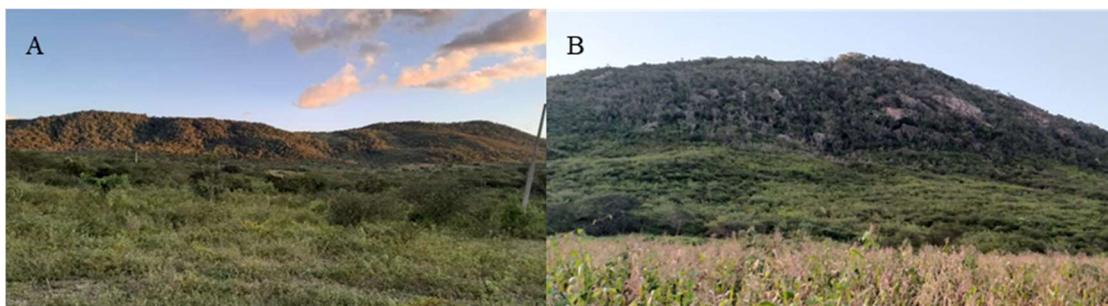
Para avaliar a interação entre variáveis hidrológicas e variáveis ambientais, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) considerando a umidade do solo (SW) estimada pelo modelo SWAT, evapotranspiração (ET), precipitação (Rainfall), tipo de solo Argissolo Vermelho-Amarelo (RYA), cobertura do solo (FRST), altitude (Quota) e declividade (Slope) para as estações seca (Figura 7A) e chuvosa (Figura 7B). Verificou-se que os componentes 1 e 2 (PC1 e PC2, respectivamente) representam 86,71% da variância acumulada total explicada para o período seco, sendo 50,43% para PC1 e 36,28% para PC2. Para o período chuvoso, observou-se um valor de 73,1% da variância explicada total para PC1 e PC2, com valores da ordem de 42,25% e 30,85% respectivamente. Segundo o critério de Kaiser (1958), os autovalores de PC1 e PC2 foram maiores que 1, o que denota componentes que apresentam carga de informação relativamente significativa para explicar as correlações entre as variáveis estudadas.



**Figura 7.** Gráfico biplot para PC1 e PC2 da estação seca (A e B) e chuvosa (C e D). **Nota:** SW (Umidade do Solo), ET (Evapotranspiração), Precipitação, RYA (Argissolo Vermelho-Amarelo), FRST (Mata de Caatinga), Altitude e Declividade (Slope).

Para o período seco (Figura 7A) verificou-se que a PC1 apresentou forte correlação com as variáveis SW, ET e RYA conforme observado pela correlação por componentes principais (PCC), com valores variando de 0,80 a 1,0, estando neste grupo de variáveis, verificaram que as maiores correlações foram entre ET e SW. Este resultado está associado ao fato de que em regiões de Florestas Tropicais Sazonais Secas (FTSS), a variável que mais contribui para a ET é a umidade do solo (SW), o que se confirma no ACP (Figura 7A), onde a variável FRST é inversamente proporcional a ET e SW, ou seja, entre a transpiração e a umidade do solo, a umidade do solo é a que mais contribui para a ET. Tais análises denotam características relevantes da região semiárida, que no período seco perde sua vegetação, fazendo com que o tipo de solo tenha maior interação com as variáveis hídricas SW e ET (Silva et al., 2020a).

Na PC2, foram encontradas fortes correlações entre matas de caatinga e declividade ( $PCC=0,85$ ), que se refere a maior quantidade de vegetação em locais com maior declividade. De maneira geral, a estreita relação entre as áreas florestais e as encostas indica que ocorreram intensos desmatamentos na área, principalmente nas planícies e vales, onde são desenvolvidas atividades agrícolas. Santos et al. (2020), estudando as causas e consequências das mudanças de vazão no baixo São Francisco, destacam que nas regiões de planícies e vales há uma intensificação das atividades agrícolas. Assim, verifica-se que a vegetação arbórea está restrita a áreas com declives elevados, que apresentam baixo potencial agrícola. Para validar as observações feitas no PCA e PCC foram realizadas visitas in loco, buscando evidenciar tais fenômenos, que podem ser observados na Figura 8, que apresenta um retrato da bacia do Jatobá, onde é possível verificar a associação entre florestas e regiões com alta declividade.



**Figura 8.** Associação entre florestas de Caatinga e encosta observada na Bacia do Jatobá, vista norte (A) e vista sul (B).

No período chuvoso (Figura 7C e 7D) foi observado um comportamento onde o FRST e a declividade apresentaram alta correlação, o que é evidenciado no PCC (Figura 7D), com valores variando de 0,70 a 0,80. A ocorrência da estação chuvosa associada a altas declividades tem influência direta nos escoamentos laterais superficiais e subsuperficiais. Resultados semelhantes foram observados por Grayson et al. (1997), que investigaram o papel dos escoamentos laterais terrestres no ciclo regional das águas atmosférica e terrestre em uma região úmida da Europa Central, e observaram que na ocorrência de períodos chuvosos, o terreno é dominado por escoamentos laterais superficiais e subsuperficiais, sendo assim a declividade tem influência direta nos escoamentos laterais, o que explica sua forte relação no período chuvoso.

Para o período chuvoso, verificou-se forte correlação entre ET e RYA, conforme observado no PCC, onde seus valores se aproximaram de 1, reforçando que o tipo de solo

exerce forte influência no controle de sua umidade. O solo analisado é do tipo Argissolo Vermelho Amarelo, caracterizado por sua alta capacidade de reter a umidade do solo, portanto, em regiões de FTSS é um dos principais solos característicos para retenção de água. No entanto, na estação chuvosa, esses solos exercem forte influência sobre os fatores abióticos do ambiente e principalmente sobre a evapotranspiração.

### **Impacto das mudanças climáticas sobre os processos hidrológicos (S1)**

Os parâmetros utilizados para escolha do método que melhor se ajusta a série histórica foram médias mensal da precipitação e temperatura máxima e mínima, desvio padrão, coeficiente de variação, probabilidade de dia úmido e intensidade de precipitação para precipitação. Os dois métodos apresentaram correções correspondentes à média da temperatura e da precipitação histórica na região, mas o DM apresentou melhores ajustes para probabilidade de chuva e intensidade de precipitação, para ambos modelos utilizados (MIROC5 e HADGEM2-ES). Os resultados da correção de tendência provenientes do software CMhyd, para os métodos e modelos utilizados estão expostos nos Anexos. Santos et al. (2019) utilizaram os métodos de correção de tendência DM e LS, para corrigir a tendência de dados de precipitação e temperatura dos Modelos Climáticos Regionais (Eta-HadGEM2-ES e Eta-MIROC5) em uma bacia hidrográfica do Semiárido brasileiro. Farias et al. (2020) avaliaram os métodos LS e DM para correção de tendência dos dados de precipitação e temperatura de modelo Eta-HadGEM2-ES para bacia hidrográfica do Rio Mundaú. Os autores detectaram o método DM foi mais eficaz na correção quando comparado ao LS corroborando com o presente estudo.

As projeções futuras para temperatura média dos modelos Eta-MIROC5 (RCP 4,5) e Eta-HadGEM2-ES (RCP 4,5), detectaram incrementos de 1,60°C e 0,08°C para o curto prazo, para o médio prazo os incrementos foram de 2,6°C e 1,07°C e para o longo prazo os aumentos foram de 2,8°C e 1,82°C respectivamente em relação a temperatura média da região. As projeções para o cenário mais pessimista (RCP 8,5) dos modelos Eta-MIROC5 e Eta-HadGEM2-ES, não foi observada mudanças significativas no curto prazo em relação ao RCP 4,5, com diferenças apenas na segunda casa decimal, entretanto no médio e longo prazo foram observados aumento da temperatura média variando de 2,29°C para o modelo Eta-HadGEM2-ES no médio prazo e 4,65°C para o modelo Eta-MIROC5 no longo prazo. Tais resultado

corroboram com as projeções climáticas do quinto Relatório de Avaliação (AR6) do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2021).

Nas projeções da precipitação simuladas com o modelo SWAT a partir dos dados futuros dos modelos Eta-MIROC5 e Eta-HadGEM2-ES para os RCP's 4,5 e 8,5, foi possível verificar a redução da precipitação, com valores variando entre 14,8% no longo prazo do modelo MIROC5 (RCP 4,5) até 46,3% no longo prazo do modelo HadGEM2-ES (RCP 8,5). Reduções da precipitação a curto prazo também são observadas com valores alarmantes variando entre 30 e 40% para todas projeções.

Figueiredo (2014) utilizou a técnica de Quantis para classificar as precipitações da bacia hidrográfica do Alto Ipanema, utilizando série histórica de 30 anos, valores de precipitação anual abaixo de 382,1 mm foram classificados como muito seco, e valores acima de 987,1 foram classificados como muito chuvoso. Utilizando da classificação realizada por Figueiredo (2014), foi constatado um alto número de eventos extremos, principalmente relacionados a seca onde foram observados 41 e 38 anos muito seco, para os cenários RCP 8,5 dos modelos MIROC5 e HadGEM2-ES. Eventos extremos classificados como muito chuvoso foram mais observados no modelo MIROC5 com 7 e 6 anos classificados como muito chuvoso para os RCP's 4,5 e 8,5 respectivamente. O RCP 4,5 do HadGEM2-ES foi o que apresentou mais eventos classificado como muito chuvoso, com 10 ocorrências enquanto o RCP 4,5 apenas 2 ocorrências. A Tabela 2 apresenta os valores da classificação da precipitação realizada por Figueiredo (2014), bem como o número de anos (ocorrências) de eventos: Muito seco, Seco, Normal, Chuvoso e Muito Chuvoso.

**Tabela 2.** Associação da classificação da precipitação realizada por Figueiredo (2014) com o número de ocorrência em anos de eventos futuro simulados.

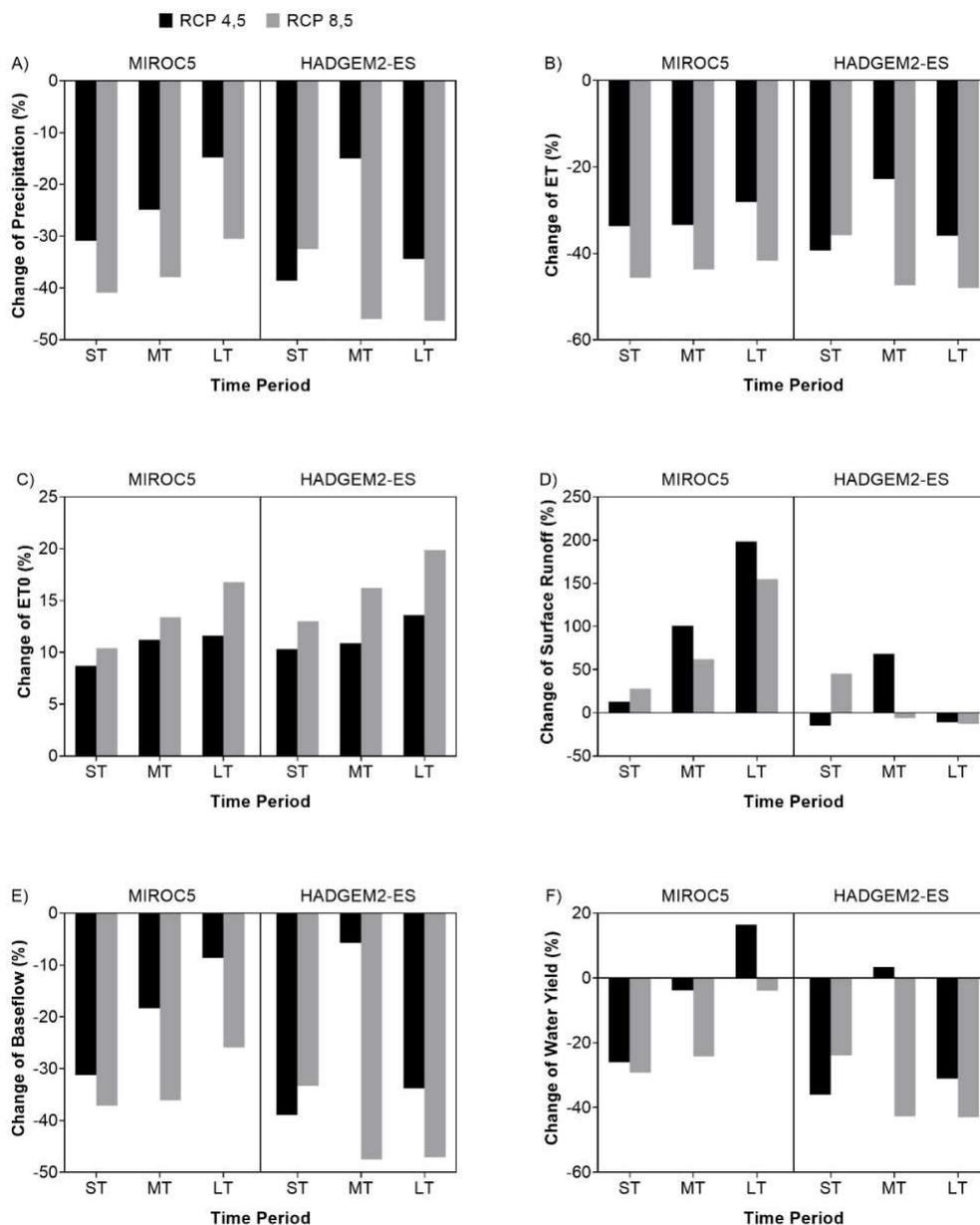
<b>Categorias</b>	<b>Intervalo de Precipitação (mm)</b>	<b>MIR_4.5</b>	<b>MIR_8.5</b>	<b>Had_4.5</b>	<b>Had_8.5</b>
Muito Seco (MS)	$P < 382.1$	22	41	32	38
Seco (S)	$382.1 \leq P < 640.4$	30	20	22	25
Normal (N)	$640.4 \leq P < 838.4$	14	7	10	11
Chuvoso (C)	$838.4 \leq P < 987.1$	5	4	4	2
Muito Chuvoso (MC)	$P \geq 987.1$	7	6	10	2

Os resultados das projeções dos processos hidrológicos foram descritos de acordo com ou aumento ou redução em relação à baseline. Os valores médios da baseline estão apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3.** Valores médios anuais dos processos hidrológicos simulados.

Baseline	
Precipitation (mm)	737
ET (mm)	517.3
ET0 (mm)	1652.3
Surface runoff (mm)	26.64
Baseflow (mm)	192.62
Water yield (mm)	220.02

A Figura 9 apresenta os aumentos ou reduções das projeções dos processos hidrológicos em relação a baseline simulada com modelo SWAT no período de 2000 a 2021. Foi possível verificar na Figura 5B e 5C uma redução da Evapotranspiração Real (ET) e um aumento da Evapotranspiração Potencial (ET<sub>0</sub>), respectivamente em todos os cenários. A redução da ET variou entre 22,8% e 48% nos cenários RCP's 4,5 e 8,5, médio e longo prazo respectivamente do modelo Eta-HadGEM2-ES. Os aumentos da ET<sub>0</sub> variaram entre 8,6% e 20% para os cenários de curto prazo do RCP 4,5 do Eta-MIROC5 e longo prazo do RCP 8,5 do Eta-HadGEM2-ES, o que significa um incremento de 143 e 278 mm.ano<sup>-1</sup>, respectivamente.



**Figura 9.** Impacto das mudanças climáticas nos processos hidrológicos da BERJ (S1).

Guimarães et al. (2016) verificaram que as taxas de  $ET_0$  devem aumentar no nordeste brasileiro no século XXI, com valores médios a longo prazo de 15% maior do que os valores climáticos de referência, contemporâneos para RCP 8,5. Os autores também citam que o aumento da  $ET_0$  somado a redução da precipitação potencializará a aridez no Nordeste. Andrade et al. (2020) observaram um possível aumento da  $ET_0$  durante todo período avaliado (2017-2099) para o modelo Eta-MIROC5 (RCP's 4,5 e 8,5), com valores máximos no longo prazo (RCP 8,5), já para ET foi verificado que haverá redução no médio e longo prazo longo

prazo no Eta-MIROC5 e no longo prazo do Eta-HadGEM2, ambos sob o RCP 8,5, tais resultados encontram-se em coerência com o presente trabalho. Os mesmos autores ainda explicam que apesar do fato de  $ET_0$  ter aumentado ao longo desses períodos, as reduções de precipitação, que estão intrinsecamente ligadas à disponibilidade hídrica, restringem a taxa de evapotranspiração real (ET).

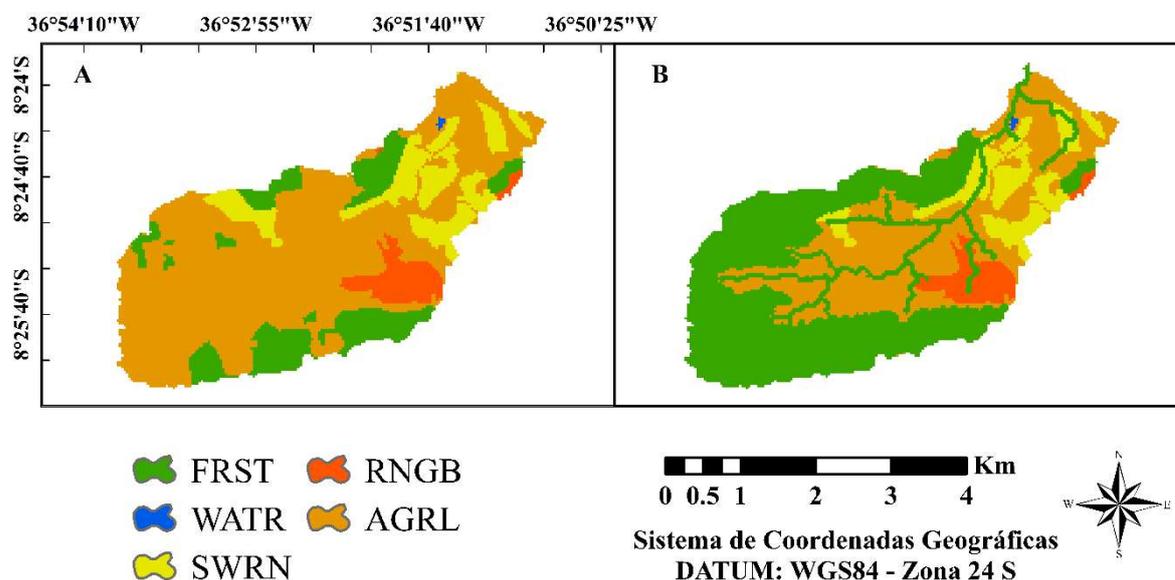
Os processos hidrológicos de fluxo de base (Figura 5E) apresentaram reduções em todos os cenários simulados para ambos os modelos, impactando na produção de água que por sua vez remete a vazão na BERJ. Dessa forma, foi constatado uma redução da produção de água (Figura 5F) em todos os cenários avaliados com exceção do longo prazo no Eta-MIROC5 e no médio prazo do Eta-HadGEM2 sob RCP 4,5, com aumento de 16,5 e 3,4% respectivamente. O aumento da produção de água nestes dois cenários está relacionado com um aumento significativo do escoamento superficial (Figura 5D) para todos os cenários simulados com o Eta-MIROC5 e no curto e médio prazo do modelo Eta-HadGEM2 sob os RCP's 8,5 e 4,5 respectivamente. O aumento de 198,5 % no longo prazo do Eta-MIROC5 (RCP 4,5) foi o maior encontrado, estimando um escoamento médio anual de 79,5 mm. Apesar de todos os cenários apresentarem reduções na precipitação, a ocorrência de eventos extremos e chuvas concentradas em menores períodos de tempo, elevaram os valores do escoamento superficial.

Carvalho et al. (2022) utilizaram os modelos Eta-MIROC5 e Eta-HadGEM2-ES para avaliar os impactos das mudanças climáticas em bacia hidrográfica tropical, a partir da modelagem hidrológica e verificaram que o valor da vazão média anual projetada usando o modelo Eta-MIROC5 diminuiu 11,7 % e 26% para RCP4,5 e RCP8,5, respectivamente, de 2011 a 2040 e o modelo Eta-HadGEM2 teve o maior impacto para todos os períodos de tempo, particularmente para o futuro próximo (2011-2040) sob RCP4.5 (-53,4%) e o futuro distante (2071-2099) sob RCP8.5 (-49,2%).

### **Impacto das mudanças climática e do LULC (S2)**

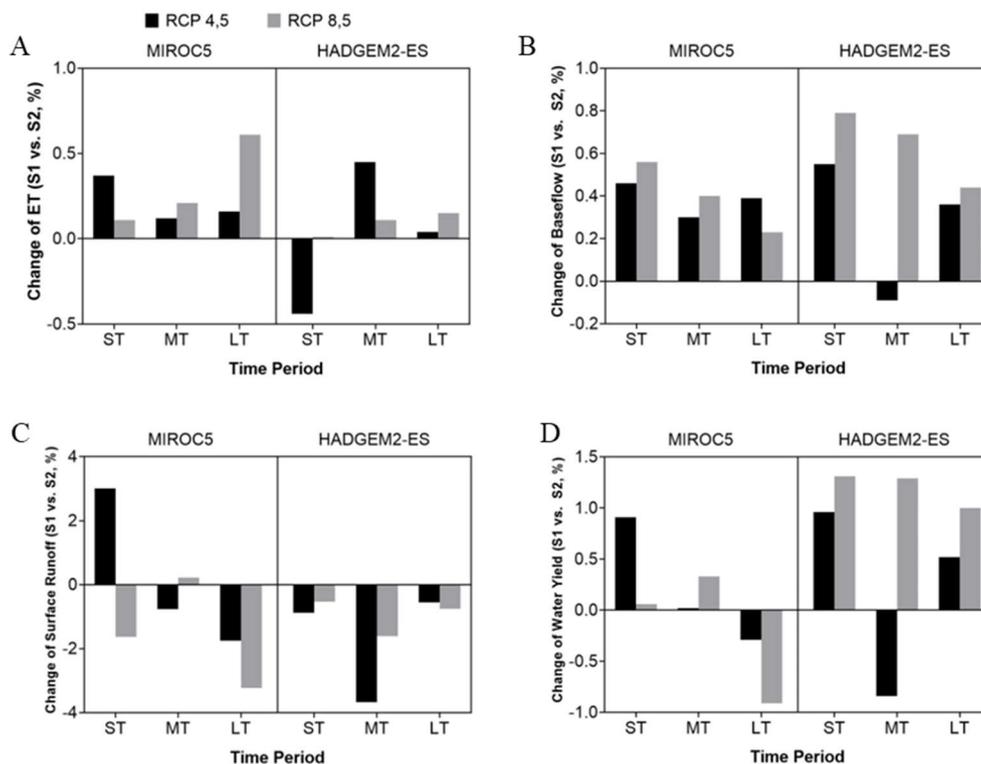
Na Figura 10, é possível observar o mapa gerado a partir dos critérios que regem a Lei 12.651/2012, para implementação das APPs, originando dessa forma o cenário S2 (Figura 10B). No cenário S2, foram então incorporados 4,7 km<sup>2</sup> de área de Caatinga arbórea (FRST), desse total, 4,3 km<sup>2</sup> era classificado como de uso agrícola (AGRL). O cenário de

reflorestamento utilizado no presente estudo difere do cenário adotado por Magalhães et al. (2018), o qual foi baseado pelo Plano de Gestão da Bacia do Rio São Francisco (CBHSF, 2015).



**Figura 10.** Cenário S2 – considerando a incorporação de Áreas de Preservação Permanente com caatinga arbórea.

O incremento de vegetação arbórea provocou alterações nos processos hidrológicos da BERJ, e tais mudanças estão apresentadas na Figura 11. É possível verificar na Figura 11A um aumento da evapotranspiração em todos os panoramas avaliados, com exceção do curto prazo do modelo Eta-HadGEM2-ES no RCP 4,5. O maior valor de ET para o cenário S2 está relacionado à maior área de cobertura vegetal nativa, a qual substituiu principalmente as áreas de Caatinga arbustiva neste cenário, havendo maior disponibilidade de água para transpiração pelo dossel das árvores. Oliveira et al. (2018), avaliando os impactos das mudanças de uso do solo na hidrologia da bacia do Rio Grande (15.409,2 km<sup>2</sup>), uma bacia ocupada predominantemente por pastagens e inserida em dois biomas, Cerrado e Mata Atlântica, verificaram aumentos da ET de 4,5 mm e 11,3 mm nos cenários de 20% e 50% de reflorestamento, respectivamente, em relação à baseline (763,4 mm).



**Figura 11.** Impacto das mudanças climáticas e do uso do solo nos processos hidrológicos da BERJ (S2).

A maior quantidade de vegetação arbórea no cenário S2 influenciou no aumento do fluxo de base em todos os cenários (Figura 11B) com exceção do médio prazo Eta-HadGEM2-ES (RCP 4,5). Uma vez que a cobertura vegetal auxilia na diminuição do impacto da gota de chuva diretamente no solo e posterior geração de escoamento superficial. Além disso, a água absorvida e transportada pela vegetação auxilia na maior infiltração ao solo, facilitando a percolação e recarga do aquífero. Em relação ao escoamento superficial (Figura 11C), foram observadas reduções em ambos modelos analisados em comparação com o S1, reduções máximas de 3,23 e 3,67% para o longo prazo do Eta-MIROC5 sob RCP 8,5 e médio prazo para o Eta-HadGEM2-ES sob o RCP 4,5 respectivamente. Magalhães et al. (2018) verificaram que o aumento das áreas agrícolas em relação as áreas ocupadas por florestas, resultou em maior escoamento superficial, menor percolação de água no solo e menor evapotranspiração. Fontes Júnior e Montenegro (2019), ao analisarem os impactos da mudança do uso do solo em período de escassez hídrica (2012 a 2015) para a sub-bacia do riacho Mimoso, a qual está inserida na bacia do Rio Ipanema, relataram que a restauração da Caatinga impacta em uma redução do escoamento superficial, corroborando com o presente estudo na comparação entre os cenários S1 e S2.

Em relação à produção de água foram observados incrementos variando de 0,02 a 0,91% no curto e médio prazo nas projeções do modelo Eta-MIROC5 sob os RCP's 4,5 e 8,5. Para o Eta-HadGEM2-ES também foram observados incrementos em todos panoramas com exceção do médio prazo sob RCP 4,5, no qual houve redução de 0,84 %, o maior incremento encontrado foi do curto prazo sob RCP 8,5 com 1,31%, que equivale a 2,2 mm por ano, dessa forma podemos estimar um incremento de aproximado de 28.000 m<sup>3</sup>/ano na vazão da BERJ.

## CONCLUSÕES

O modelo SWAT calibrado para o BERJ mostrou-se adequado para a simulação da evapotranspiração e da umidade do solo. Dados de sensoriamento remoto, juntamente com medições observacionais, permitiram com sucesso uma representação adequada do comportamento hidrológico da bacia experimental estudada. Em particular, a evapotranspiração estimada por sensoriamento remoto adicionou informações essenciais para investigar o impacto das mudanças no uso e cobertura da terra nas respostas de umidade do solo.

A análise de componentes principais permitiu verificar uma alta correlação entre as florestas de encosta e caatinga, e mostrou que a evapotranspiração está fortemente correlacionada com a umidade do solo, controlando a transpiração e o crescimento das culturas.

As projeções dos modelos climáticos regionais Eta-MIROC5 e Eta-HadGEM2-ES preveem reduções na precipitação e aumento da temperatura até o final do século, conseqüentemente, os impactos das mudanças climáticas nos processos hidrológicos indicam redução da disponibilidade hídrica no BERJ, sendo necessárias ações de mitigação que auxiliem no planejamento ambiental e dos recursos hídricos.

O cenário constituído pelas Áreas de Preservação Permanente (APPs) promoveu redução do escoamento superficial e aumento da evapotranspiração real e do fluxo de base na escala estudada. O cenário de reflorestamento adotado foi capaz de alterar os processos hidrológicos do BERJ, portanto as simulações do modelo SWAT mostraram que a conservação da vegetação natural em bacias semiáridas é uma alternativa para uma melhor convivência com cenários de escassez hídrica. No entanto, é necessário que estudos futuros aprimorem a caracterização do comportamento da vegetação da caatinga para obtenção de cenários cada vez mais realistas.

## REFERÊNCIAS

ABBASI, A.; AMIRABADIZADEH, M.; AFSHAR, A. A.; YAGHOOBZADEH, M. Potential influence of climate and land-use changes on green water security in a semi-arid catchment. **Journal of Water and Climate Change**, v.13, n.1, p.287–303, 2022.

ABBASPOUR, K. C.; ROUHOLAHNEJAD, E.; VAGHEFI, S.; SRINIVASAN, R., YANG, H.; KLØVE, B. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. **Journal of Hydrology**, v.524, p.733–752, 2015.

ABOELNOUR, M.; GITAU, M. W.; ENGEL, B. A. A comparison of streamflow and baseflow responses to land-use change and the variation in climate parameters using SWAT. **Water**, v. 12, n. 191, p. 1-29, 2020.

ALMAZROUI, M.; ASHFAQ, M.; ISLAM, M. N.; RASHID, I. U.; KAMIL, S., ABID, M. A.; O'BRIEN, E.; ISMAIL, M.; REBOITA, M. S., SÖRENSSON, A. A.; ARIAS, P. A.; ALVES, L. M.; TIPPETT, M. K.; SAEED, S.; HAARSMA, R.; DOBLAS-REYES, F. J.; SAEED, F.; KUCHARSKI, F.; NADEEM, I.; SYLLA, M. B. Assessment of CMIP6 Performance and Projected Temperature and Precipitation Changes Over South America. *Earth Systems and Environment*, v.5, n.2, p.155–183, 2021.

ALTHOFF, T. D.; MENEZES, R. S. C.; PINTO, A. S.; PAREYN, F. G. C.; CARVALHO, A. L.; MARTINS, J. C. R.; CARVALHO, E. X.; SILVA, A. S.; DUTRA, E. D.; SAMPAIO E. V. S. B. Adaptation of the century model to simulate C and N dynamics of Caatinga dry forest before and after deforestation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 254, p. 26-38, 2018.

ANDRADE, C. W. L.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; MONTENEGRO, A. A. A., LIMA, J. R. DE S.; SRINIVASAN, R.; JONES, C. A. Climate change impact assessment on water resources under RCP scenarios: A case study in Mundaú River Basin, Northeastern Brazil. **International Journal of Climatology**, v.41, n.1, p.1045–1061, 2020.

ANDRADE, C. W. L.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; MONTENEGRO A. A. A.; LIMA, J. R. S.; SRINIVASAN, R.; JONES, C. A. Soil moisture and discharge modeling in a representative watershed in northeastern Brazil using SWAT. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 19, n. 2, p. 238-251, 2018.

ARAÚJO, D. C. DOS S.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; MONTENEGRO, A. A. A., SILVA JUNIOR, V. P.; SANTOS, S. M. Spatial variability of soil attributes in an experimental basin in the semi-arid region of Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.22, n.1, p.38–44, 2018.

ARAÚJO, D. C. S.; **Dinâmica da umidade e variabilidade espacial de atributos físicos e químicos do solo em uma bacia experimental do semiárido pernambucano**, 2016, 112f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2016.

ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J. R.; HANEY, E. B.; NEITSCH, S. L. 2012. Input/Output Documentation version 2012. Texas Water Resources Institute-TR-439.650p.

Assis, J. O. M. de, Menezes, A. F., de Souza, W. M., Sobral, M. do C. M. (2021). Methods to analyze spatio-temporal rainfall variability: application to the Pajeú river basin, Pernambuco, Brazil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, 56(4), 577–588. <https://doi.org/10.5327/Z21769478866>

BERTONI, J.C.; TUCCI, C.E.M. (2013). Precipitação. In: TUCCI, C.E.M. *Hidrologia Ciência e Aplicação*. 4. ed. Porto Alegre: Ufrgs, Cap. 5. pp. 177-241.

BLAINSKI, E.; ACOSTA, E.; NOGUEIRA, P. C.P. Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte catarinense. *Revista Ambiente e Água*, v. 12, n. 2, p. 226-237, 2017a.

BLAINSKI, E.; PORRAS, E. A. A.; GARBOSSA, L. H. P.; PINHEIRO, A. Simulation of land use scenarios in the Camboriú River Basin using the SWAT model. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 22, e33, 2017b.

BRESSIANI, D. A.; GASSMAN, P. W.; FERNANDES, J. G.; GARBOSSA, L. H. P.; SRINIVASAN, R.; BONUMÁ, N. B.; MENDIONDO, E. M. 2015. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, v. 8, n. 3, p. 9-35.

CARVALHO, V. S. O.; ALVARENGA, L. A.; MELO, P. A.; TOMASELLA, J.; MELLO, C. R.; MARTINS, M. A. Climate change impact assessment in a tropical headwater basin. *Revista Ambiente & Água*, v.17 n. 1, 2022.

CBHSF, Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. (2015). Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco - Atualização 2016-2025. 274p.

CORNELISSEN, T.; DIEKKRÜGER, B.; GIERTZ, S. A comparison of hydrological models for assessing the impact of land use and climate change on discharge in a tropical catchment. *Journal of Hydrology*, v.498, p.221–236, 2013.

COUTINHO, L. M.; ZANETTI, S. S.; CECÍLIO, R. A.; GARCIA, G. O.; XAVIER, A. C. Usos da Terra e Áreas de Preservação Permanente (APP) na Bacia do Rio da Prata, Castelo-ES. *Floresta e Ambiente*, v. 20, n. 4, p. 425-434, 2013.

CRAMÉR, H. 1999. *Mathematical Methods of Statistics*, ninth ed. Princeton University Press, US.

DÍAZ, L. B., SAURRAL, R. I., VERA, C. S. (2021). Assessment of South America summer rainfall climatology and trends in a set of global climate models large ensembles. *International Journal of Climatology*, v.41, 2021.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do estado de Pernambuco. Recife, 2000.

FARIAS, C. W. L. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; LINS, F. A. C.; MONTENEGRO, A. A. A. Correção de tendência das projeções climáticas futuras simuladas pelo modelo regional Eta-Hadgem2-Es para a Bacia Hidrográfica do Rio Mundaú, Nordeste do Brasil. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v.5, n.3, p.288–301, 2020.

FIGUEIREDO, A. C., **Dinâmica de vegetação e regime de precipitação em bacia hidrográfica da região semiárida de Pernambuco**. 2016. Tese, (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2016.

FILGUEIRAS, R.; ALMEIDA, T. S.; MANTOVANI, E. C.; DIAS, S. H. B.; FERNANDES-FILHO, E. I.; DA CUNHA, F. F.; VENANCIO, L. P. Soil water content and actual evapotranspiration predictions using regression algorithms and remote sensing data. **Agricultural Water Management**, v.241, 2020.

FONTES JÚNIOR, R.; MONTENEGRO, A. Impact of land use change on the water balance in a representative watershed in the Semiarid of the state of Pernambuco using the SWAT model. **Engenharia Agrícola**, v. 39, n. 1, p.110-117, 2019.

FRANCO, A. C. L.; BONUMÁ, N. B. Multi-variable SWAT model calibration with remotely sensed evapotranspiration and observed flow. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.22, 2017.

GASHAW, T.; TULU, T.; ARGAW, M.; WORQLUL, A. W. Modeling the hydrological impacts of land use/land cover changes in the Andassa watershed, Blue Nile Basin, Ethiopia. **Science of the Total Environment**, v. 31, p. 1394–1408, 2018.

GIERTZ, S., DIEKKRÜGER, B. Analysis of the hydrological processes in a small headwater catchment in Benin (West Africa). **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v.28, p.1333–1341, 2003.

GRAYSON, R. B.; WESTERN, A. W.; CHIEW, F. H. S.; BLÖSCHL, G. Preferred states in spatial soil moisture patterns: Local and nonlocal controls. **Water Resources Research**, v.33, n.12, p.2897–2908, 1997.

GUIMARÃES, S. O.; COSTA, A. A.; VASCONCELOS JÚNIOR, F. C.; SILVA, E. M.; SALES, D. C.; ARAÚJO JÚNIOR, L. M.; SOUZA, S. G. Projeções de mudanças climáticas sobre o nordeste Brasileiro dos modelos do CMIP5 e do CORDEX. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 31, n. 3, p. 337–365, 2016.

GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P. O. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. **J. Hydrologic Eng.**, v. 4, n. 2, p. 135-143, 1999.

GYAMFI, C.; NDAMBUKI, J. M.; SALIM, R. W. Simulation of sediment yield in a semi-arid river basin under changing land use: An integrated approach of hydrologic modelling and principal component analysis. **Sustainability**, v.8, n.11, 2016

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change: Summary for policymakers. In: Climate change 2021: the physical science basis. Contribution of working group I to the sixth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change . Masson-Delmotte, V.; Zhai, P.; Pirani, A.; Connors, S.L.; Péan, C.; et al. Cambridge University Press, 40 p., 2021.

KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika**, v.23, n.3, p.187–200, 1958.

KALCIC, M. M.; CHAUBEY, I.; FRANKENBERGER, J. Defining Soil and Water Assessment Tool (SWAT) hydrologic response units (HRUs) by field boundaries. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v.8, n.3, p.1–12, 2015.

KIROS, G.; SHETTY, A.; NANDAGIRI, L. Performance evaluation of SWAT model for land use and land cover changes in semi-arid climatic conditions: A review. **Hydrol Current Res**, v. 6, n. 3, p. 1-7, 2015.

KOLTSIDA, E.; KALLIORAS, A. Multi-Variable SWAT Model Calibration Using Satellite-Based Evapotranspiration Data and Streamflow. **Hydrology**, v.9, n.7, 2022.

LI, K. Y.; COE, M. T.; RAMANKUTTY, N.; JONG, R. DE. (2007). Modeling the hydrological impact of land-use change in West Africa. **Journal of Hydrology**, v.337, p.258–268, 2007.

LINS, F. A. C.; MONTENEGRO, A. A. A.; FARIAS, C. W. L. D. A.; CHAGAS, A. M. S.; MIRANDA, R. D. Q.; GALVÍNCIO, J. D. Analysis of the temporal dynamics of actual evapotranspiration in a semiarid river basin using hydrological modeling and remote sensing. **Irriga**, v.26, n.3, p.543–564, 2021.

LOPES, I., MONTENEGRO, A. A. A., and de LIMA, J. L. M. P.: Performance of Conservation Techniques for Semiarid Environments: Field Observations with Caatinga, Mulch, and Cactus Forage Palma, **Water**, 11, 792–790, 2019.

LOPES, T. R.; ZOLIN, C. A.; MINGOTI, R.; VENDRUSCULO, L. G.; ALMEIDA, F. T.; SOUZA, A. P.; OLIVEIRA, R. F.; PAULINO, J. E. M. . Hydrological regime, water availability and land use/land cover change impact on the water balance in a large agriculture basin in the Southern Brazilian Amazon. **Journal of South American Earth Sciences**, v.108, 2021.

MAGALHÃES, A. G.; MONTENEGRO, A. A. A.; ANDRADE, C. W. L.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; FONTES JÚNIOR, R. V. P. Hydrological modeling of an experimental basin in the semiarid region of the Brazilian State of Pernambuco. **Ambiente & Água**, v. 13, 2018.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M., ALVALA, R. C. S.; CUNHA, A. P., BRITO, S.; MORAES, O. L. L. (2018). Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid

Northeast Brazil region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.90, p.1973–1985, 2018.

MARHAENTO, H.; BOOIJ, M. J.; RIENTJES, T. H. M.; HOEKSTRA, A. Y. Attribution of changes in the water balance of a tropical catchment to land use change using the SWAT model. **Hydrological Processes**, v. 31, p. 2029-2040, 2017.

MELO, R. O.; MONTENEGRO, A. A. A. Dinâmica temporal da umidade do solo em uma bacia hidrográfica no semiárido Pernambucano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 2, p. 430–441, 2015.

MIRANDA, R.Q. **Avaliação integrada da variação espacial e temporal do balanço hídrico na Caatinga utilizando o modelo hidrológico SWAT**. 2017. 122p. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

MONTENEGRO, A. A. A.; LOPES, I.; CARVALHO, A. A.; LIMA, J. L. M. P.; SOUZA, T. E. M. S.; ARAÚJO, H. L.; LINS, F. A. C.; ALMEIDA, T. A. B.; MONTENEGRO, H. G. L. A. Spatio temporal soil moisture dynamics and runoff under different soil cover conditions in a semiarid representative basin in Brazil. **Advances in Geosciences.**, v. 48, p. 19–30, 2019.

MONTENEGRO, A. A. A.; RAGAB, R. Hydrological response of a Brazilian semi-arid catchment to different land use and climate change scenarios: a modelling study. **Hydrological Processes**, v. 24, p. 2705-2723, 2010, <https://doi.org/10.1002/hyp.7825>

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, v.50, n.3, p.885–900, 2007.

MOSBAHI, M.; BENABDALLAH, S. Assessment of land management practices on soil erosion using SWAT model in a Tunisian semi-arid catchment. **Journal of Soils and Sediments**, v. 20, p. 1129–1139, 2020.

NÄSCHEN, K.; DIEKKRÜGER, B.; LEEMHUIS, C.; SEREGINA, L. S.; VAN DER LINDEN, R. Impact of climate change on water resources in the Kilombero Catchment in Tanzania. **Water**, v.11, n.4, 2019.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. 2005. **Soil and water assessment tool: Theoretical documentation version 2009**. Temple: Blackland Research Center. 618p.

NUNES, C.; AUGÉ, J. I. Land-Use and Land-Cover Change (LUCC): Implementation Strategy, 1999. Available online: <http://digital.library.unt.edu/ark:/67531/metadc12005/m1/10/> (accessed on 20 February 2023).

OBAHOUNDJE, S.; OFOSU, E.; AKPOTI, K.; KABO-BAH, A. (2017). Land Use and Land Cover Changes under Climate Uncertainty: Modelling the Impacts on Hydropower Production in Western Africa. **Hydrology**, v.4, n.1, p.1-16, 2017.

OLIVEIRA, C. D. C. de; BORGES, L. A. C.; ACERBI JUNIOR, F. W. Land use in Permanent Preservation Areas of Grande River (MG). **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 2, 2018.

OLIVEIRA, V. A.; MELLO, C. R.; VIOLA, M. R.; SRINIVASAN, R. Assessment of climate change impacts on streamflow and hydropower potential in the headwater region of the Grande River basin, Southeastern Brazil. **International Journal of Climatology**, v.37, p.5005–5023, 2017.

PARAJULI, P. B.; JAYAKODY, P.; OUYANG, Y. Evaluation of Using Remote Sensing Evapotranspiration Data in SWAT. **Water Resources Management**, v.32, n.3, p.985–996, 2018.

PELUZIO, T. M. O.; SANTOS, A. R.; FIEDLER, N. C. (org). Mapeamento de áreas de preservação permanente no ArcGIS 9.3. Alegre (ES): CAUFES, 2010, 58p.

PEREIRA, D. R.; MARTINEZ, M. A.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. Hydrological simulation in a basin of typical tropical climate and soil using the SWAT Model Part II: Simulation of hydrological variables and soil use scenarios. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 5, p. 149–163, 2016.

RATHJENS, H., BIEGER, K., SRINIVASAN, R., CHAUBEY, I., AND ARNOLD, J.G. (2016). CMhyd User Manual. <http://swat.tamu.edu/software/cmhyd/>

SALVATIERRA, L. H. A.; LADLE, R. J.; BARBOSA, H.; CORREIA, R. A.; MALHADO, A. C. M. Protected areas buffer the Brazilian semi-arid biome from climate change. **BIOTROPICA**, v. 49, p. 753-760, 2017.

SANTOS, A., LOPES, P. M. O.; DA SILVA, M. V., JARDIM, A. M. D. R. F.; MOURA, G. B. A.; FERNANDES, G. S. T.; OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F. (2020). Causes and consequences of seasonal changes in the water flow of the São Francisco river in the semiarid of Brazil. **Environmental and Sustainability Indicators**, 2020.

SANTOS, C. A. S., ROCHA, F. A., RAMOS, T. B., ALVES, L. M., MATEUS, M., DE OLIVEIRA, R. P., NEVES, R. Using a hydrologic model to assess the performance of regional climate models in a semi-arid Watershed in Brazil. **Water**, v.11, n.1, 2019.

SANTOS, C. A. S.; ALMEIDA, C.; RAMOS, T. B.; ROCHA, F. A.; OLIVEIRA, R.; NEVES, R. Using a Hierarchical Approach to Calibrate SWAT and Predict the Semi-Arid Hydrologic Regime of Northeastern Brazil. **Water**, vol. 10, n. 9, p. 1137, 2018.

SANTOS, T. E. M.; SILVA, D. D.; MONTENEGRO, A. A. A. Temporal variability of soil water content under different surface conditions in the semiarid region of Pernambuco State. *Revista Brasileira de Ciência do Solo (Impresso)*, v. 34, p. 1733-1741, 2010.

SCHUMANN, S., SCHMALZ, B., MEESENBURG, H., SCHRÖDER, U. 2010. **Status and Perspectives of Hydrology in Small Basins. Results of the International Workshop in Goslar-Hahnenklee, 2009 and Inventory of Small Hydrological Research Basins.** IHP/HWRP-Berichte 10, Koblenz, Germany.

- SENNIKOV, J.; BETHERS, U. 2009. **Statistical downscaling method of regional climate model results for hydrological modelling**. 18th World IMACS/MODSIM Congress, Cairns, Australia.
- SILVA JUNIOR, V. P., MONTENEGRO, A. A. A., MELO, R. O. Temporal stability of soil moisture in an experimental watershed in the Pernambuco semi-arid region. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.20, n.10, p.880–885, 2016.
- SILVA, J. L. B. MOURA, G. B. A., SILVA, M. V. LOPES, P. M. O., GUEDES, R. V. S., SILVA, Ê. F. DE F., ORTIZ, P. F. S., RODRIGUES, J. A. M. Changes in the water resources, soil use and spatial dynamics of Caatinga vegetation cover over semiarid region of the Brazilian Northeast. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v.20, 2020a
- SILVA, L. P.; XAVIER, A. P. C.; SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G. Modeling land cover change based on an artificial neural network for a semiarid river basin in northeastern Brazil. **Global Ecology and Conservation**, v. 21, p. 1-13, 2020b.
- SILVA, V. P. R.; SILVA, M. T.; SINGH, V. P.; SOUZA, E. P.; BRAGA, C. C.; HOLANDA, R. M.; ALMEIDA, R. S. R.; SOUSA, F. A. S.; BRAGA, A. C. R. Simulation of stream flow and hydrological response to land-cover changes in a tropical river basin. **CATENA**, v.162, p.166–176, 2018.
- SIRISENA, T. A. J. G.; MASKEY, S.; RANASINGHE, R. (2020). Hydrological Model Calibration with Streamflow and Remote Sensing Based Evapotranspiration Data in a Data Poor Basin. **Remote Sensing**, v.12, n.22, p.37-68, 2020.
- TEUTSCHBEIN, C.; SEIBERT, J. Regional climate models for hydrological impact studies at the catchment scale: a review of recent modeling strategies. **Geography Compass**, v.4, n.7, p.834–860, 2010
- THOM, H.C.S. A note on the gamma distribution. **Monthly Weather Review**, v.86, n.4, p.117–122, 1958.
- UNIYAL, B.; DIETRICH, J.; VASILAKOS, C.; TZORAKI, O. Evaluation of SWAT simulated soil moisture at catchment scale byfield measurements and Landsat derived indices. **Agricultural Water Management**, v. 193, p. 55–70, 2017.
- UZEIKA, T.; MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P.G.; MORO, M. Use of the Swat Model for Hydro-Sedimentologic Simulation in a Small Rural Watershed. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.36, p.557-565, 2012.
- WARRICK, A. W.; NIELSEN, D. R. **Spatial Variability Of Soil Physical Properties In The Field**. In: Hillel, D. (ed.). Application of Soil Physics, New York: Academic Press, 1980. p.319-324.
- WORKU, T.; KHARE, D.; TRIPATHI, S.K. Modeling runoff–sediment response to land use/land cover changes using integrated GIS and SWAT model in the Beressa watershed. **Environ Earth Sci**, v. 76, n. 550, p. 1-14, 2017.

### **CAPÍTULO III - Análise da dinâmica temporal da evapotranspiração real em uma bacia hidrográfica do Semiárido através de modelagem hidrológica e sensoriamento remoto.**

LINS, F. A. C.; MONTENEGRO, A. A. A.; FARIAS, C. W. L. A.; CHAGAS, A. M. S.; MIRANDA, R. Q.; GALVÍNCIO, J. D. Análise da dinâmica temporal da evapotranspiração real em uma bacia hidrográfica do Semiárido através de modelagem hidrológica e sensoriamento remoto. *Irriga*, v.26, n.3, p.543-564, 2021.

#### **RESUMO**

A evapotranspiração é uma das componentes mais relevantes do ciclo hidrológico, especialmente, em regiões semiáridas, onde há elevadas temperaturas e alta demanda hídrica pelas culturas, sendo sua análise essencial para o planejamento e gestão dos recursos hídricos. Objetivou-se calibrar e validar o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) com informações de evapotranspiração real advindas de sensoriamento remoto, e investigar a sua dinâmica temporal em uma bacia hidrográfica experimental do Semiárido. O estudo foi desenvolvido na Bacia Experimental do Riacho Jatobá (13,5 km<sup>2</sup>). Dados de evapotranspiração (ET) foram obtidos do produto MOD16A2, do sensor MODIS. A simulação hidrológica foi realizada com o modelo hidrológico SWAT. Foram realizadas análises estatísticas descritivas e análise de tendência pelo teste de Mann-Kendall. Os valores de R<sup>2</sup> encontrados para a evapotranspiração, foram de 0,61 e 0,81 para a calibração e validação, respectivamente. As análises de tendência apontaram que há tendência de decréscimo da evapotranspiração real no período de 2006 a 2018. Da precipitação média anual na bacia (722,9 mm), 26% corresponde à precipitação efetiva e 74% retorna à atmosfera como evapotranspiração (534,7 mm). A utilização de dados alternativos para a calibração do modelo SWAT é de grande relevância, especialmente em bacias semiáridas.

**Palavras-chave:** MODIS, SWAT, balanço hídrico.

#### **ABSTRACT**

Evapotranspiration is one of the most relevant components of the hydrological cycle, especially, in semiarid regions, where there are high temperatures and great water demand for crops, and its analysis is essential for the planning and management of water resources. The objective was to calibrate and validate the *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) model with real evapotranspiration information from remote sensing, and to investigate its temporal dynamics in an experimental river basin of the Semiarid. The study was performed in the Riacho Jatobá Experimental River Basin (13.5 km<sup>2</sup>). Evapotranspiration (ET) data were obtained from the product MOD16A2, from the MODIS sensor. The hydrological simulation was carried out with the SWAT hydrological model. Descriptive statistical analyzes and trend analysis were performed using the Mann-Kendall test. The R<sup>2</sup> values found for evapotranspiration were 0.61 and 0.81 for calibration and validation, respectively. The trend analysis test showed that there is trend of decrease for actual evapotranspiration for the 2006-2018 period. Of the average annual precipitation in the river basin (722.9 mm), 26% corresponds to the effective precipitation and 74% returns to the atmosphere as

evapotranspiration (534.7 mm). The use of alternative data for the calibration of the SWAT model is highly relevant, especially for semiarid watersheds.

**Keywords:** MODIS, SWAT, water balance.

## INTRODUÇÃO

A evapotranspiração (ET) é um dos principais componentes do balanço hídrico, sendo definida como o conjunto dos processos de evaporação da água do solo e transpiração da vegetação, possuindo capacidade de transferir grandes volumes de água da superfície terrestre para a atmosfera (ALLEN *et al.*, 1998; ARAÚJO *et al.*, 2017). Salama *et al.* (2015) destacam que a estimativa da evapotranspiração real é essencial à gestão e planejamento dos recursos hídricos, sendo parte importante do gerenciamento da água na agricultura e nos estudos locais e regionais de balanço hídrico, particularmente, no Semiárido. Segundo Chun *et al.* (2018), a ET desempenha um papel importante no ciclo hidrológico das regiões áridas, uma vez que maior parte da precipitação é evaporada ou transpirada pelas plantas. Além disso, cenários de escassez hídrica são frequentes no Semiárido devido às mudanças na sua cobertura vegetal natural e à variabilidade climática da região, comprometendo os usos básicos desse recurso, como o abastecimento humano e a agricultura (produção de alimentos) (FERREIRA *et al.*, 2020).

O Semiárido brasileiro apresenta limitada disponibilidade de recursos hídricos, em virtude do regime pluviométrico irregular, com chuvas mal distribuídas nas escalas temporal (tempo) e espacial (espaço geográfico), tornando o gerenciamento da água na agricultura de extrema importância, uma vez que a questão hídrica no Semiárido brasileiro tem forte influência no desenvolvimento social e agropecuário dessa região. Diversos estudos têm focado em estimativas confiáveis de ET no tempo e no espaço, considerando também cenários tanto de períodos secos como de períodos chuvosos (FILGUEIRAS *et al.*, 2020; ABIODUN *et al.*, 2018; VANINO *et al.*, 2018; MIRANDA *et al.*, 2017; TABARI *et al.*, 2013).

Com o avanço das tecnologias, a estimativa da ET advinda de produtos baseados em satélites, se tornou relevante entre pesquisadores e agências governamentais, uma vez que a medição direta da ET no campo é onerosa e difícil (MIRANDA *et al.*, 2017). Adicionalmente, métodos indiretos de avaliação de variáveis, a partir de sensoriamento remoto e de modelagem hidrológica, são capazes de incrementar a confiabilidade dos

balanços hídricos e de energia. De acordo com Ruhoff *et al.* (2013), o sensoriamento remoto é considerado uma ferramenta eficaz para estimar a evapotranspiração (ET), particularmente, em grandes escalas espaciais. Para pequenas escalas, faz-se necessário investigar a representatividade de tais estimativas, uma vez que os dados pontuais precisam ser extrapolados para grandes áreas, aumentando as incertezas, especialmente, em regiões semiáridas, onde há grande variabilidade espacial do uso do solo e, conseqüentemente, da ET (JOVANOVIC *et al.*, 2015).

As estimativas de evapotranspiração mediante o sensoriamento remoto têm sido aprimoradas cada vez mais a partir de diferentes sensores orbitais e para diferentes áreas do planeta, sendo difundida inclusive na região do Semiárido de Pernambuco. Lins *et al.* (2017) estimaram a evapotranspiração real utilizando imagens do Landsat 8 OLI/TIRS para uma cidade próxima a área de estudo do presente trabalho. Também em uma região próxima da atual área de estudo, Coelho *et al.* (2017) utilizaram dados de evapotranspiração estimados a partir do sensor MODIS, para realizar um balanço hídrico e estimar a recarga subterrânea em um vale aluvial.

Visto a crescente utilização de dados provenientes de sensoriamento remoto, muitos pesquisadores têm utilizado tais informações indiretas, especialmente, a evapotranspiração, como alternativa para a calibração e validação de modelos hidrológicos (CHUN *et al.*, 2018; PARAJULI *et al.*, 2017; FRANCO; BOUNUMÁ, 2017; ABIODUN *et al.*, 2018; MIRANDA *et al.*, 2017), em bacias com limitada disponibilidade de medidas de campo, uma vez que os custos para o monitoramento em campo de variáveis hidrológicas podem ser altos.

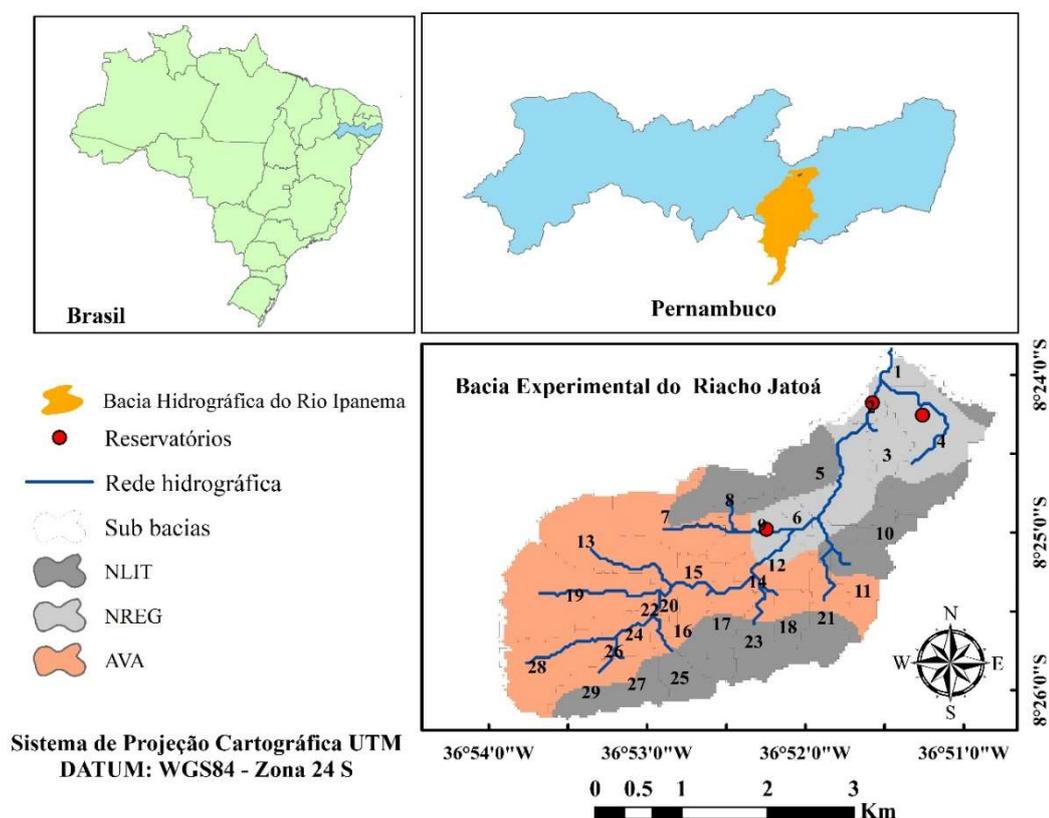
Um dos principais modelos hidrológicos que tem sido amplamente utilizado para à gestão de bacias hidrográficas é o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), entretanto, ainda há poucos trabalhos desenvolvidos para avaliar a evapotranspiração real em bacias do Semiárido, utilizando estimativas produzidas por esse modelo (CHUN *et al.*, 2018), que podem ser verificadas quanto à sua representatividade a partir de análises comparativas com produtos de sensoriamento remoto. Cabe destacar o estudo desenvolvido por Miranda (2017), na bacia do Rio Pontal, Semiárido de Pernambuco.

Dessa forma, o presente trabalho objetivou calibrar e validar o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) com informações de evapotranspiração real advindas de sensoriamento remoto, e investigar a sua dinâmica temporal em uma bacia experimental do Semiárido.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na Bacia Experimental do Riacho Jatobá (BERJ) que apresenta aproximadamente 13,5 km<sup>2</sup>, localizada no município de Pesqueira, PE, Brasil, entre as coordenadas 8° 34' 17" e 8° 18' 11" de latitude Sul 37° 1' 35" e 36° 47' 20" de longitude Oeste (Figura 1).



**Figura 3.** Localização da Bacia Experimental do Riacho Jatobá e apresentação dos solos predominantes e dos sítios de monitoramento, assim como, a numeração das sub-bacias. \*NLIT – Neossolo Litólico, NREG – Neossolo Regolítico, AVA – Argissolo Vermelho-Amarelo.

O Riacho Jatobá é afluente do Rio Ipanema, tem comprimento de 6,5 km, perímetro de 16 km e coeficiente de compacidade de 1,27 (ARAÚJO, 2016), sendo um curso d'água de ordem 4. Suas nascentes se situam na Serra da Cruz, na cota topográfica de 830 m, com topo localizado 200 m acima do exutório da bacia, e que vêm sofrendo ações de desmatamento.

O clima da região é BSsh (semiárido, muito quente, tipo Estepe), segundo a classificação de Köppen. A precipitação média anual da bacia é de aproximadamente 600 mm (com o período chuvoso entre os meses de abril a julho), a temperatura média é de 23°C, e a evapotranspiração potencial é de aproximadamente 2000 mm/ano (MELO; MONTENEGRO, 2015; SILVA JUNIOR *et al.*, 2016).

Os principais tipos de solo encontrados na bacia são Argissolo Amarelo, com presença de impedimento rochoso; Neossolo Litólico e Neossolo Regolítico (ARAÚJO *et al.*, 2018). A BERJ apresenta-se como uma bacia tipicamente rural, com vegetação predominantemente de Caatinga hiperxerófila, exibindo sazonalidade ao longo do tempo em função da pluviometria e dos índices climáticos locais (SILVA JÚNIOR, 2016). Ao longo dos últimos anos, devido aos diferentes usos do solo e ao manejo inadequado, a bacia vem sofrendo alterações na paisagem, as quais interferem nos processos hidrológicos e no balanço hídrico.

### **Aquisição dos dados orbitais de Evapotranspiração (ET)**

Dados de evapotranspiração (ET) e Índice de Área Foliar (IAF) foram obtidos respectivamente dos produtos MOD16A2 e MOD15A, do sensor MODIS, disponíveis em <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Ambos os produtos possuem resoluções: espacial de 500 m e temporal de 8 dias. O banco de dados espacial de cada produto utilizado nas análises consistiu em valores médios de ET e IAF dos pixels em cada sub-bacia e HRU (Unidade de resposta Hidrológica), respectivamente. A extração desses valores foi realizada através de estatística zonal, e para garantir que mesmo as menores zonas retornariam valores válidos, os pixels de todos os produtos foram reamostrados para 10 m de resolução espacial, utilizando a interpolação *Nearest Neighbor*. Todos os produtos baixados foram processados utilizando a biblioteca GDAL (*Geospatial Data Abstraction Library*; <https://gdal.org/>).

Nesse estudo, as datas de início e fim das estações de crescimento de cada HRU foram determinadas a partir das observações do índice de área foliar da área de estudo a partir do produto MOD15A, do sensor MODIS. Essa abordagem é nova, e não havia sido realizada anteriormente no Brasil. Para tal, as séries temporais de IAF de cada HRU foram submetidas a um processo de decomposição, utilizando o método de médias móveis simples (BOUZADA, 2012). Em seguida, a componente sazonal foi binarizada, onde 0 foi definido para os valores negativos, e 1 para os positivos. Com cada série binarizada (*SB*) a data de início da estação de crescimento da vegetação ( $g_i$ ) foi escolhida quando  $SB_j = 1$  e  $SB_{j+1} = 0$ , onde  $j$  é referente à

data da composição de 8 dias do IAF. A data de término da estação ( $g_t$ ) foi definida quando  $SB_j = 0$  e  $SB_{j+1} = 1$ . Todas as datas foram inseridas diretamente nos respectivos arquivos “.mgt” de cada HRU do modelo SWAT, que será descrito a seguir, utilizando programação em Python.

### Descrição do modelo SWAT

O *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), disponível gratuitamente em (<http://swat.tamu.edu/>), é um modelo semiconceitual, semidistribuído, de base física e contínuo no tempo (ARNOLD *et al.*, 2012). É um modelo frequentemente utilizado na simulação de diferentes processos físicos, como clima, hidrologia (escoamento superficial, percolação, interceptação, infiltração, fluxo subsuperficial, fluxo de base e evapotranspiração), e manejo do solo em escalas de tempo diárias, mensais e anuais (FONTES JÚNIOR *et al.*, 2019; BRESSIANI *et al.*, 2015).

O SWAT considera a equação do balanço hídrico (Equação 1) e estima o escoamento superficial usando o método da curva-número (CN), desenvolvido pelo *Soil Conservation Service*. Além disso, o modelo considera as chamadas Unidades Hidrológicas de Resposta (HRUs), que representam áreas homogêneas em relação ao tipo de solo, uso do solo e declividade, para o cálculo dos processos hidrológicos (NEITSCH *et al.*, 2005).

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (P - Q_s - ET - W_s - Q_{gw}) \quad (1)$$

Em que,  $SW_t$  e  $SW_0$  representam os armazenamentos de água no solo nos tempos final e inicial, respectivamente (mm),  $t$  é o tempo (dias),  $P$  é a precipitação (mm),  $Q_s$  é o escoamento superficial (mm),  $ET$  é a evapotranspiração (mm),  $W_s$  é a percolação (mm) e  $Q_{gw}$  é o escoamento de base (mm).

### Dados de entrada do SWAT

O modelo SWAT requer quatro tipos principais de dados de entrada, três tipos considerados dados espaciais, sendo eles o MDE (Modelo de Elevação Digital), mapa do tipo de solo e mapa de uso do solo, e os dados tabulares ou temporais de variáveis meteorológicas.

Para o presente trabalho, o MDE foi obtido junto a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), assim como, o mapa do tipo de solo obtido a partir do Zoneamento Agroecológico de Pernambuco (ZAPE). As características físicas dos solos inseridas no modelo estão descritas na Tabela 1 e foram especificadas com base no estudo desenvolvido por Montenegro e Ragab (2010).

**Tabela 1.** Propriedades físico-hídricas dos solos da Bacia Experimental do Riacho Jatobá (BERJ), Pesqueira, PE.

Nº	Solo	Propriedades físico-hídricas do solo							
		Z (mm)	D <sub>s</sub> (g/cm <sup>3</sup> )	CAD (mm/mm)	k <sub>sat</sub> (mm/hr)	Textura (%)			C.O (%)
						Argila	Silte	Areia	
1.	AVA	950	1,38	0,30	3,80	32	31	37	1,74
		1300	1,32	0,32	1,29	34	27	39	0,58
		2000	1,59	0,37	36,43	5,5	30,5	64	1,30
2.	NLIT	500	1,48	0,33	17,96	19	25	56	1,74
3.	NREG	170	1,56	0,34	18,00	11	8	81	1,74
		450	1,54	0,34	18,00	13	16	71	0,58
		850	1,56	0,33	0,05	13	11	76	0,05

AVA – Argissolo Vermelho-Amarelo, NLIT – Neossolo Litólico, NREG – Neossolo Regolítico, Z – profundidade (mm), D<sub>s</sub> – densidade do solo (g/cm<sup>3</sup>), CAD – capacidade de água disponível (mm/mm), k<sub>sat</sub> – condutividade hidráulica saturada do solo (mm/hr), C.O – carbono orgânico. **Fonte:** adaptado de Montenegro e Ragab (2010).

O mapa de uso do solo teve como fonte o Projeto Mapbiomas (Coleção 4.1 Caatinga), considerando o mapa referente ao ano de 2018. O detalhamento do projeto pode ser verificado em <http://mapbiomas.org> (VIANA, 2019). As diferentes classes de uso do solo existentes na BERJ, foram reclassificadas de acordo com as classes disponíveis no banco de dados do SWAT. As classes relacionadas foram água (WATR), área agrícola (AGRL), pastagem (PAST), Caatinga arbustiva (RNGB) e Caatinga arbórea (FRST), correspondendo a 0,05%, 0,95%, 26,48%, 71,96% e 0,56% da área da bacia, respectivamente.

Os dados pluviométricos foram coletados em três pluviômetros automáticos instalados na bacia, operados pelo Laboratório de Água e Solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Os dados de precipitação foram submetidos à análise de consistência, segundo o Método da Dupla Massa (BERTONI; TUCCI, 2013), obtendo-se valores de coeficiente de determinação ( $R^2$ ) de 0,99, indicando assim, adequada consistência entre os dados utilizados (CHAGAS *et al.*, 2020). A série temporal de dados deste estudo compreendeu o período de 2000 a 2019, operando em passo de tempo diário, em que os três primeiros anos (2000 a 2002) foram utilizados para o aquecimento do modelo SWAT, não sendo, portanto, considerados na análise hidrológica.

Foram inseridas ainda, informações relacionadas aos reservatórios existentes na área de estudo. Três reservatórios foram inseridos na BERJ, os quais foram Nossa Senhora de Fátima, Fuba I e Fuba II. As informações sobre os reservatórios foram obtidas junto ao Laboratório de Água e Solo da UFRPE e são apresentadas na Tabela 2.

**Tabela 2.** Características dos reservatórios existentes na Bacia Experimental do Riacho Jatobá (BERJ), Pesqueira, PE.

Número	Reservatório	Início de operação	Capacidade máxima (m <sup>3</sup> )
1	Nossa Senhora de Fátima	2000	80,00 x 10 <sup>3</sup>
2	Fuba I (sub 9)	2000	24,84 x 10 <sup>3</sup>
3	Fuba II (sub 4)	2000	24,84 x 10 <sup>3</sup>

**Fonte:** Autores.

### Performance do modelo SWAT

A performance do modelo SWAT foi avaliada por meio de três indicadores estatísticos, o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS), percentual de tendência (PBIAS) e o coeficiente de determinação ( $R^2$ ). Os indicadores são representados através das equações abaixo (Equações 2, 3 e 4):

$$NS = 1 - \frac{\sum_i (Q_{obs} - Q_{sim})_i^2}{\sum_i (Q_{obs,i} - \bar{Q}_{obs})^2} \quad (2)$$

$$PBIAS = 100 \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs} - Q_{sim})_i}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs,i})} \quad (3)$$

$$R^2 = \frac{[\sum_i (Q_{obs,i} - \bar{Q}_{obs})(Q_{sim,i} - \bar{Q}_{sim})]^2}{\sum_i (Q_{obs,i} - \bar{Q}_{obs})^2 \sum_i (Q_{sim,i} - \bar{Q}_{sim})^2} \quad (4)$$

Em que  $Q_{obs}$  é o dado observado;  $Q_{sim}$  é o dado simulado;  $\bar{Q}_{obs}$  é a média dos dados observados;  $\bar{Q}_{sim}$  é a média dos dados simulados.

A calibração e validação foi realizada a nível de sub-bacia, sendo a sub-bacia 19, a escolhida para tal, por ser uma das maiores sub-bacias, bem como, por apresentar uma maior heterogeneidade, com diferentes usos da água e do solo, sendo essa sub-bacia, uma das mais representativas para toda BERJ.

### **Estatísticas descritivas**

Os resultados foram submetidos à avaliação estatística por medidas de tendência central (média) e dispersão (mínimo, máximo, desvio padrão - DP e coeficiente de variação - CV)). A variabilidade temporal dos dados foi avaliada de acordo com os critérios de Warrick & Nielsen (1980), sendo de baixa variabilidade:  $CV < 12\%$ ; média variabilidade:  $12 < CV < 60\%$ ; e alta variabilidade:  $CV > 60\%$ .

### **Análise de tendência – Mann-Kendall**

A análise de tendência foi realizada por meio do teste não paramétrico de Mann (1945) e Kendall (1975) que por se tratar de um método não paramétrico, não requer distribuição normal dos dados (Equação 5). A análise é feita sob a hipótese nula ( $H_0$ ) de que os dados da série temporal não apresentam tendência, e a hipótese alternativa ( $H_A$ ), na qual os dados apresentam tendência na série temporal. O teste de tendência aponta se há tendência positiva ou negativa de acordo com o teste S para um determinado nível de confiança.

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sign}(x_j - x_k) \quad (5)$$

Em que,  $n$  é o número de dados;  $x_i$  e  $x_j$  são os valores de dados da série temporal ( $j > i$ ), respectivamente, e  $\text{sinal}(x_j - x_i)$  pode ser expresso por meio da Equação 6:

$$\text{sinal}(x_j - x_i) = \begin{cases} +1; & x_j - x_i > 0 \\ 0; & x_j - x_i = 0 \\ -1; & x_j - x_i < 0 \end{cases} \quad (6)$$

Também foi utilizado o *Sen Slope* (Equação 7), que é um estimador para avaliar o declive da tendência. Essas análises vêm sendo muito utilizadas e são consideradas uma ferramenta eficiente de identificação de tendências em variáveis hidrológicas (PAULINO *et al.*, 2019).

$$\int \beta = \left( \frac{x_j - x_k}{j - k} \right), \text{ para } i = 1, 2, 3, \dots, n \quad (7)$$

Em que,  $\beta$  é o estimador de declive de Sen. Quando os valores são positivos, a tendência é positiva e, quando os valores são negativos, a tendência é negativa; e,  $x_j$  e  $x_k$  são os valores dados nos tempos  $j$  e  $k$  ( $j > k$ ), respectivamente.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Análise estatística dos dados

A Tabela 3 apresenta a estatística descritiva para a evapotranspiração real acumulada de 8 dias, estimada pelo modelo SWAT e por sensoriamento remoto a partir do sensor MODIS, para sub-bacias representativas da BERJ. Das 29 sub-bacias delimitadas pelo modelo SWAT, foram selecionadas as sub-bacias 2, 5, 19 e 27, avaliando-se critérios como a área da sub-bacia (maiores e menores), distribuição espacial (sub-bacias da parte alta, média e baixa) e os diferentes usos do solo.

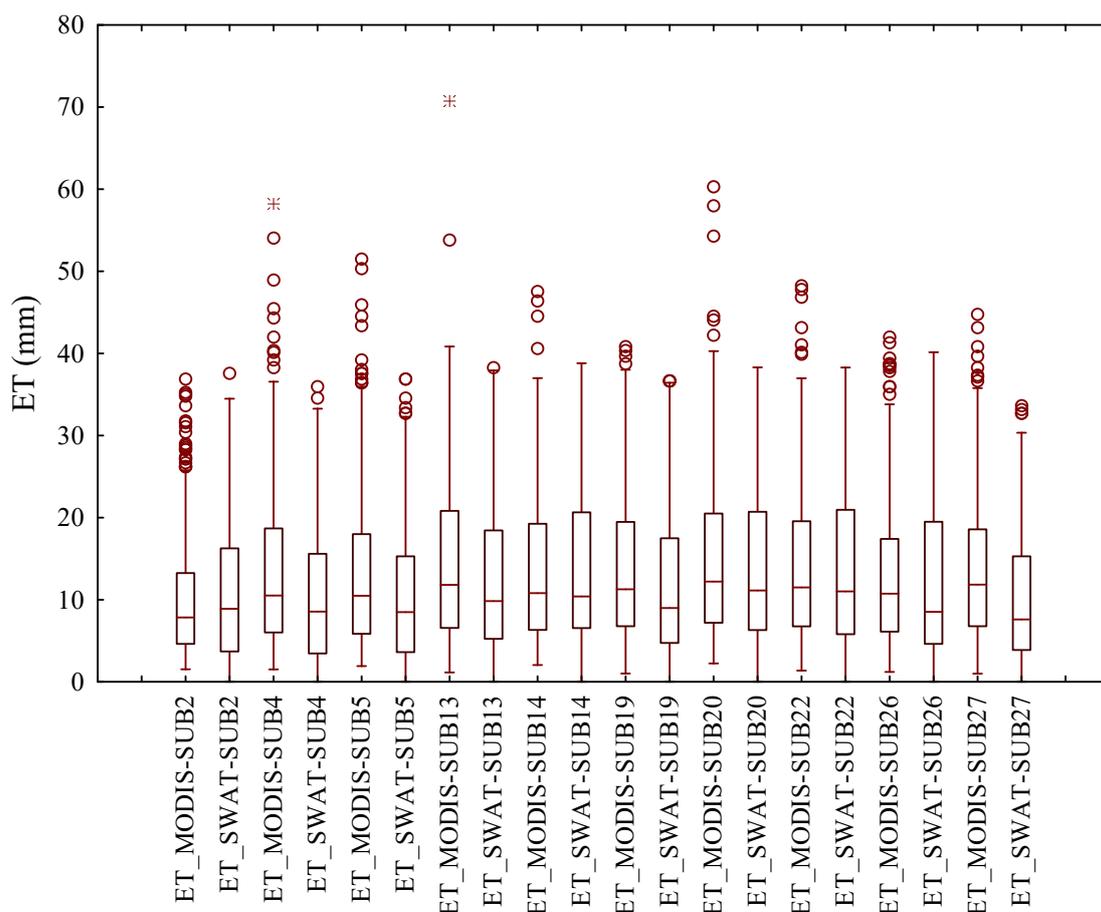
**Tabela 3.** Estatística descritiva dos dados de evapotranspiração advindos do sensor MODIS e do modelo SWAT

Sub-bacia	Área (km <sup>2</sup> )	Média	Mínimo	Máximo	DP	CV
Sub2-MODIS		9,89	1,53	36,92	6,75	0,68
Sub2-SWAT	0,16	10,43	0,00	37,67	8,05	0,77
Sub5-MODIS		12,99	1,93	51,43	8,86	0,68
Sub5-SWAT	1,20	10,07	0,00	36,95	7,75	0,77
Sub19-MODIS		13,78	1,01	40,73	8,79	0,64
Sub19-SWAT	1,31	11,42	0,00	36,74	8,47	0,74
Sub27-MODIS		13,40	0,99	44,73	8,26	0,62
Sub27-SWAT	0,30	10,07	0,00	33,68	7,77	0,77

DP – Desvio Padrão; CV- Coeficiente de Variação

Foram computadas para o período de 2003 a 2018, médias de ET variando entre 9,89 e 13,78 mm para os produtos acumulado MODIS de 8 dias, e entre 10,07 e 11,42 mm para a ET estimada pelo modelo SWAT. Os valores máximos obtidos se mostraram superiores para a ET do MODIS em comparação com a ET do modelo SWAT, com exceção da sub-bacia 2, onde a ET calculada pelo modelo SWAT foi ligeiramente superior. Os desvios padrão foram semelhantes para todos os dados, variando de 6,75 a 8,86 mm. De acordo com os critérios de Warrick e Nielsen (1980), todas as sub-bacias apresentaram uma alta variabilidade temporal de evapotranspiração.

Para uma melhor visualização do comportamento dos dados de ET, na Figura 2 estão apresentados os *box plots* para as ETs estimadas pelo modelo SWAT e pelo produto MODIS, para as sub-bacias 2, 4, 5, 13, 14, 19, 20, 22, 26 e 27. De uma forma geral, é possível observar um padrão semelhante na distribuição dos dados gerados pelo SWAT e os advindos do MODIS.



**Figura 4.** Box plots dos dados de evapotranspiração advindos do sensor MODIS e do modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT).

#### **Análise da calibração do modelo SWAT**

Os parâmetros utilizados na calibração do modelo SWAT com dados de evapotranspiração, bem como seus valores calibrados, são apresentados na Tabela 4. Tais parâmetros são similares aos parâmetros obtidos em pesquisas realizadas em regiões semiáridas, como o estudo desenvolvido por Miranda (2017) na bacia hidrográfica do Rio Pontal, Pernambuco; Andrade *et al.* (2018), na bacia hidrográfica do Rio Mundaú, Pernambuco; Magalhães *et al.* (2018) na mesma área do presente estudo, e Fontes Júnior e Montenegro (2019) na bacia do Riacho do Mimoso, também em Pernambuco. Esses parâmetros são relacionados ao escoamento superficial, água subterrânea, e às culturas.

**Tabela 4.** Parâmetros utilizados para as calibrações com dados de evapotranspiração no modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT).

Parâmetro	Descrição	Inicial	Calibrado
CN2 (.mgt)	Curva-número de escoamento.	-	72,51
ALPHA_BF (.gw)	Fator alfa do fluxo de base (dias).	0,048	0,05
GWQMN (.gw)	Profundidade limite da água no aquífero raso para que ocorra o fluxo de retorno (mm).	0	700
GW_REVAP (.gw)	Coefficiente "revap" de água subterrânea.	0,02	0,2
EPCO (.hru)	Fator de compensação da absorção de água pelas plantas.	1,0	0,6
ESCO (.hru)	Fator de compensação da evaporação de água do solo.	0,95	0,6
CANMX (.hru)	Armazenamento máximo de água no dossel (mm).	0	10

O parâmetro Curva-Número é considerado um dos mais sensíveis e relevantes em processos de calibração (ARNOLD *et al.*, 2012). O CN varia em função do uso do solo, cobertura do solo e condições de umidade antecedente, sendo utilizado para estimar as perdas hidrológicas devido à infiltração, ao excesso pluviométrico (KAFFAS *et al.*, 2018; TANKSALI; SORAGANVI, 2020). No presente estudo, o CN calibrado consistiu em uma mudança relativa, ou seja, em porcentagem, o que preserva a sua heterogeneidade espacial. A mudança representou acréscimo de 6% nos valores originais do CN, resultando em um valor médio de 72,51.

O fator de compensação da evaporação de água do solo (ESCO) está relacionado com a profundidade necessária para atender aos requisitos de evaporação do solo. O parâmetro varia entre 0,01 e 1 e tem um valor padrão de 0,95. Uma diminuição do valor de ESCO representa uma maior retirada de água dos níveis mais baixos da camada de solo para atender às demandas evaporativas (KAFFAS *et al.*, 2018), o que justifica um menor valor calibrado (0,60), uma vez que em regiões semiáridas a demanda evaporativa é maior.

O fator de compensação da absorção de água pelas plantas (EPCO) define a faixa de profundidade do solo usada para controlar a absorção de água pela planta, sendo considerado

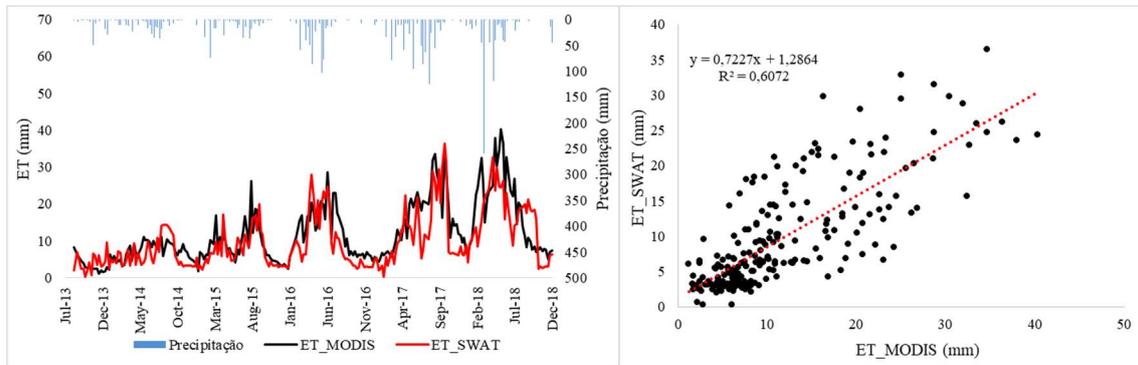
no intervalo entre 0,01 e 1. Quando o EPCO se aproxima de 1, as camadas mais profundas do solo contribuem para a absorção de água pela planta, e à medida que o EPCO se aproxima de 0, as demandas de absorção de água pela planta são atendidas pelas camadas superiores do solo (KAFFAS *et al.*, 2018; TANKSALI; SORAGANVI, 2020). A diminuição do EPCO padrão 1 para o valor calibrado de 0,6 pode estar relacionada à presença de solos rasos na região semiárida, onde as demandas de absorção não são atendidas pelas camadas profundas, e sim pelas camadas superiores do solo. Miranda (2018) obteve EPCO calibrado de 0,24 para uma bacia hidrográfica da região semiárida de Pernambuco.

O parâmetro GW\_REVAP é responsável por controlar o movimento da água do aquífero raso para as camadas superiores do solo, e quanto mais próximo de 0, representa que o movimento da água do aquífero para a zona não saturada fica restrito. Conforme o parâmetro se aproxima de 1, a taxa de evaporação aumenta, reduzindo assim o fluxo de base (KAFFAS *et al.*, 2018). No presente estudo, o GW\_REVAP calibrado correspondeu ao valor de 0,2, indicando baixo movimento da água do lençol freático para as camadas superficiais do solo.

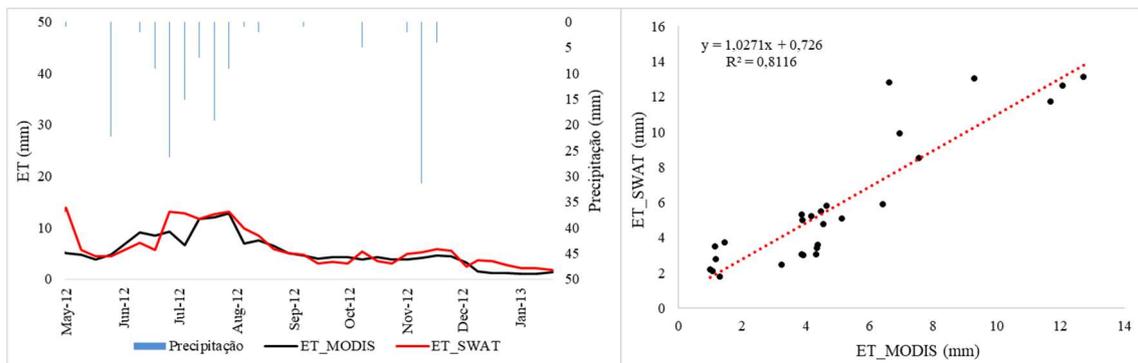
O CANMX representa a quantidade máxima de água que pode ficar retida dentro do dossel quando esse está completamente desenvolvido (mm). De acordo com Tobin & Bennett (2017), o CANMX representa um dos cinco parâmetros que impactam diretamente as evapotranspirações potencial e real, e os autores verificaram que esse parâmetro, juntamente com o ESCO, exibiu alta sensibilidade na calibração de uma bacia experimental em Oklahoma, EUA, a qual apresenta clima de transição entre úmido e semiárido, e precipitação média de 800 mm. O valor de CANMX calibrado pelos autores variou entre 12,7 e 51,7 mm. Miranda (2017) encontrou valor calibrado de CANMX para uma bacia hidrográfica semiárida de 0,42 mm. O valor encontrado para o presente estudo consistiu em 10 mm.

A Figura 3 apresenta os valores de ET simulados pelo modelo SWAT em comparação com os dados MODIS corrigidos no período de calibração (08/2013 a 12/2018). O período de validação (05/2012 a 02/2013) é apresentado na Figura 4. A comparação a nível de sub-bacia entre os dados de ET mensais simulados pelo modelo SWAT e os dados advindos do MODIS indicam boa concordância entre eles. Abiodun *et al.* (2018), realizando uma comparação entre os dados de evapotranspiração real do MODIS e os simulados pelo modelo SWAT, em uma bacia hidrográfica semiárida do Sul da Austrália, verificaram boa concordância entre os dados médios anuais, com uma diferença máxima menor que 13% e uma diferença média menor que

6%, no período de 2007 a 2013. No presente estudo, as diferenças médias entre os dados do modelo SWAT e do MODIS foram ainda menores, sendo menor que 0,02% no período de calibração, e menor que 0,01% no período de validação, para intervalos de tempo de 8 dias.



**Figura 5.** Precipitação e série temporal das evapotranspirações (ETs) acumuladas para 8 dias, simuladas pelo modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) e corrigidas do MODIS no período de calibração (08/2013 a 12/2018) na sub-bacia 19.

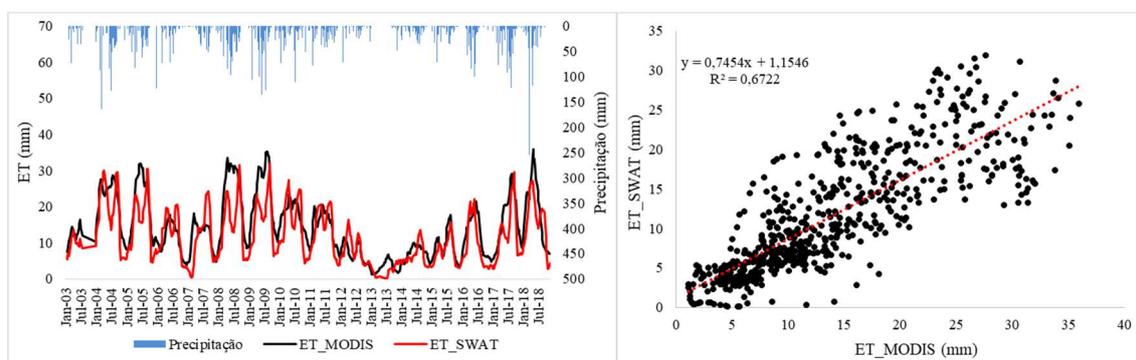


**Figura 6.** Precipitação e série temporal das evapotranspirações (ETs) acumuladas para 8 dias, simuladas pelo modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) e corrigidas do MODIS no período de validação (05/2012 a 02/2013) na sub-bacia 19.

Neste estudo, os valores de NS encontrados para a evapotranspiração (0,53 e 0,68, para calibração e validação, respectivamente) são equiparáveis àqueles encontrados por Miranda (2018), para a bacia hidrográfica do Rio Pontal, quando esse calibrou e validou a ET utilizando o modelo SWAT (0,61 e 0,63). Parajuli *et al.* (2017) encontraram valores de NS de até 0,80 na calibração e de 0,75 na validação do modelo SWAT utilizando apenas dados de evapotranspiração.

Os valores de  $R^2$  encontrados para a evapotranspiração foram de 0,61 e 0,81, para a calibração e validação, respectivamente. Parajuli *et al.* (2017) encontraram valores de  $R^2$  de até 0,82 na calibração e de 0,78 na validação do modelo SWAT utilizando apenas dados de evapotranspiração. Franco e Bonumá (2017), ao realizarem uma calibração multi-variável do modelo SWAT, com evapotranspiração proveniente de sensoriamento remoto, verificaram valores de  $R^2$  de 0,51 para a calibração, e de 0,80 para a validação. Entretanto, segundo os autores, o desempenho da simulação da evapotranspiração foi insatisfatório devido aos altos valores de PBIAS encontrados (entre 37,6 e 43,1 para a calibração; e entre 33,0 e 41,4 para a validação). Por outro lado, no presente estudo, para a BERJ foram verificados valores de PBIAS de 16,7% para a calibração e de -17,2% para a validação com os dados de evapotranspiração, sugerindo que o modelo SWAT é capaz de simular satisfatoriamente a evapotranspiração real para a bacia experimental do Riacho Jatobá. No período de calibração, o PBIAS resultante indicou que o modelo SWAT subestimou os dados advindos do MODIS, enquanto no período de validação, os dados foram superestimados pelo modelo. Parajuli *et al.* (2017), avaliando o uso de dados de evapotranspiração advindos do sensor MODIS no modelo SWAT em uma bacia hidrográfica do Mississipi, EUA, verificaram que o modelo superestimou a ET quando comparado com os dados do MODIS.

A Figura 5 apresenta o gráfico com a série temporal de 2003 a 2018 das ETs geradas pelos modelos SWAT e MODIS, na qual foram utilizadas médias móveis de cinco períodos de 8 dias. Tal análise mostrou um melhor ajuste, apesar da suavização da série, o que ocorreria em uma série mensal ou anual. Foi observado uma intensificação da sazonalidade bem como uma diminuição dos resíduos e dos efeitos dos valores extremos.

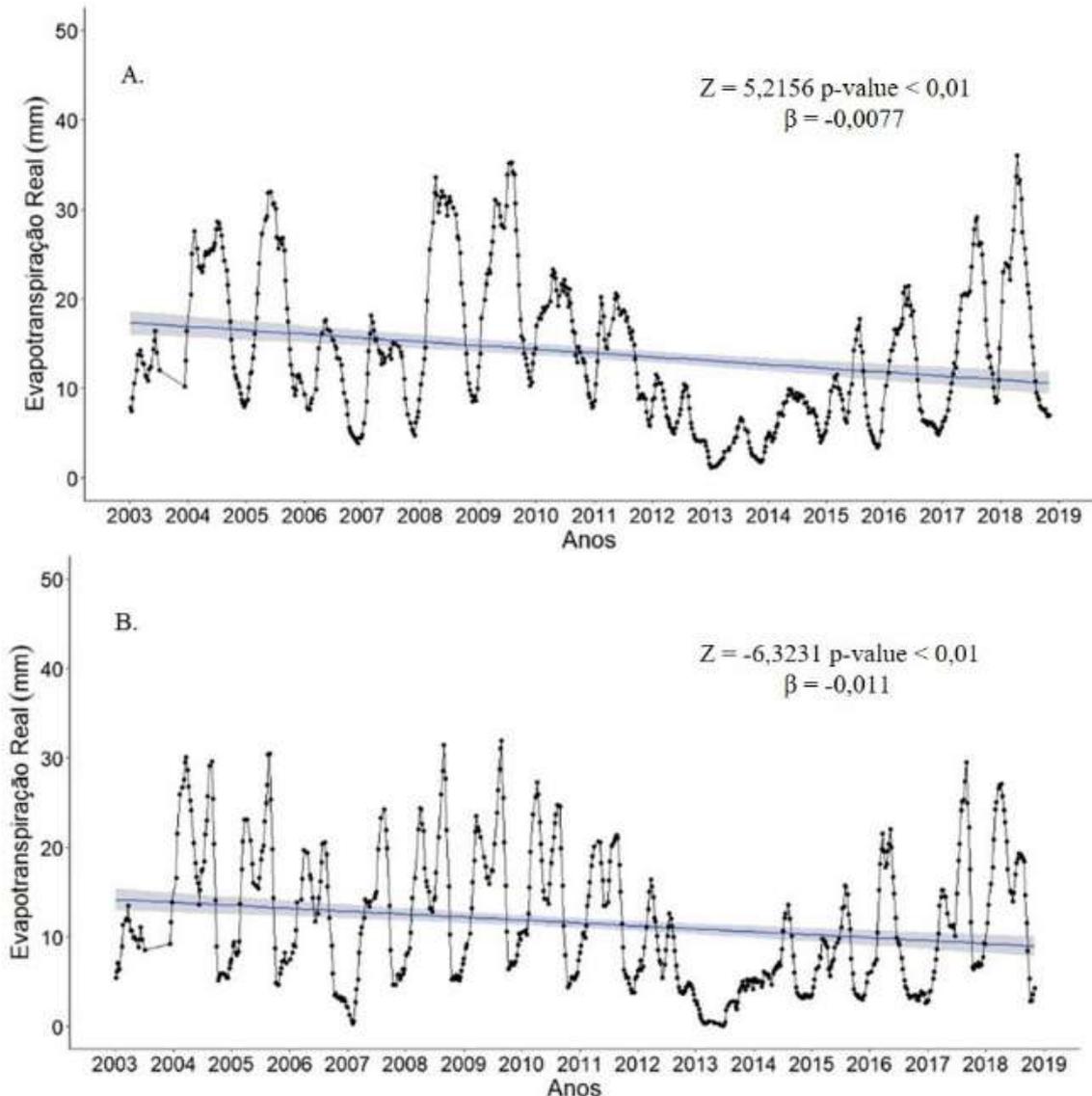


**Figura 7.** Precipitação e série temporal das evapotranspirações (ETs) simuladas pelo modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) e corrigidas do MODIS no período de 2003 a 2019 na sub-bacia 19, considerando média móvel.

Foi verificado que para a série suavizada, os parâmetros de performance  $R^2$ , NS e PBIAS melhoraram consideravelmente, apresentando valores de 0,68, 0,59 e 17,1, respectivamente, para toda série temporal avaliada. Para os períodos de calibração (08/2013 a 12/2018) e validação (05/2012 a 02/2013) os valores dos parâmetros de performance também melhoraram consideravelmente, obtendo-se NS=0,73,  $R^2=0,78$  e PBIAS=16,5 para o período de calibração e NS=0,80,  $R^2=0,91$  e PBIAS=-14,7 para o período de validação. Ao calibrar o modelo SWAT com evapotranspiração mensal, estimada a partir do MODIS, Siresena *et al.* (2020) encontraram valores de  $R^2$ , NS e PBIAS de até 0,86, 0,80 e -7,8, respectivamente, a nível de sub-bacia, o que remete a um bom desempenho do modelo quando trabalhado em maior passo de tempo.

### **Análise de tendência**

A Figura 6 apresenta as análises de tendência de oito dias acumulados para a evapotranspiração real simulada pelo SWAT para a sub-bacia 19 (Figura 6A) e a evapotranspiração real observada pelo sensor MODIS para a sub-bacia 19 (Figura 6B) no período de janeiro de 2003 a dezembro de 2018 na bacia do Jatobá.

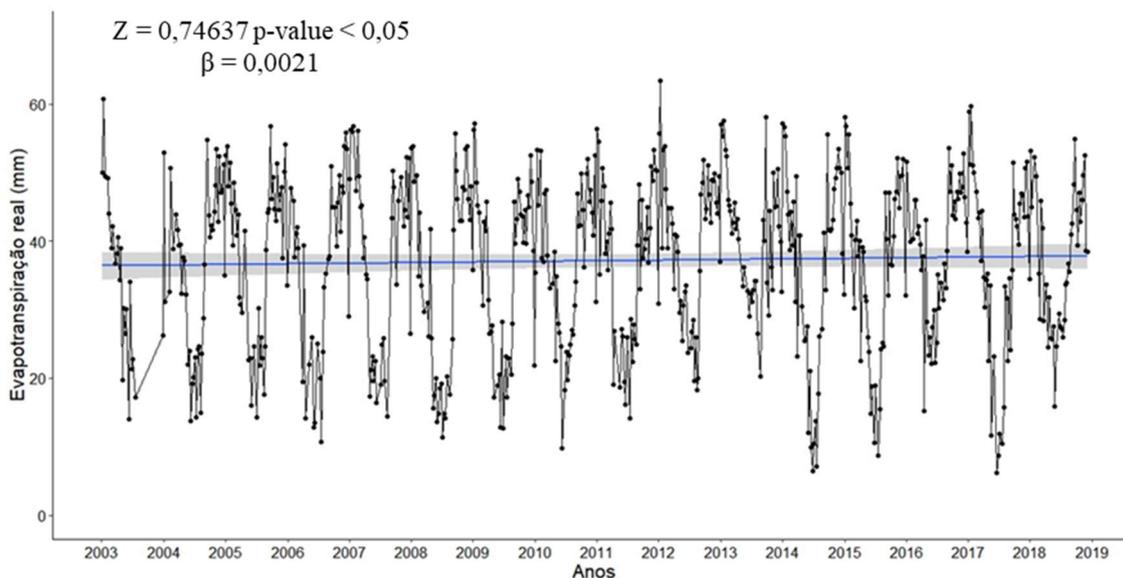


**Figura 8.** Tendência da evapotranspiração simulada pelo modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) para a sub-bacia 19 (A), e tendência da evapotranspiração observada pelo sensor MODIS (B).

As análises de tendência pelo teste de Mann-Kendall para a evapotranspiração, apresentaram resultado significativo para a evapotranspiração acumulada em oito dias ( $P > 0,05$ ), apontando que há tendência para a evapotranspiração na sub-bacia 19. A evapotranspiração real simulada pelo modelo SWAT apresentou resultado semelhante à evapotranspiração observada pelo sensor MODIS, os sinais negativos de  $Z$  refletem uma tendência descendente (PINHEIRO et al., 2013; XU et al., 2018) de  $-0,008$  mm/ 8 dias e  $0,011$  mm/8 dias, respectivamente. Cabral Júnior et al. (2019), Xu et al. (2018) e Costa et al. (2020) mostraram em seus trabalhos que a tendência negativa da evapotranspiração pode ser

explicada pelo aumento da umidade causado por eventos extremos de precipitação e com o aumento de chuvas consecutivas de 5 dias.

A Figura 7 apresenta a análise de tendência para as médias móveis de cinco períodos de 8 dias de evapotranspiração no período de 2003 a 2018 na bacia do Jatobá.



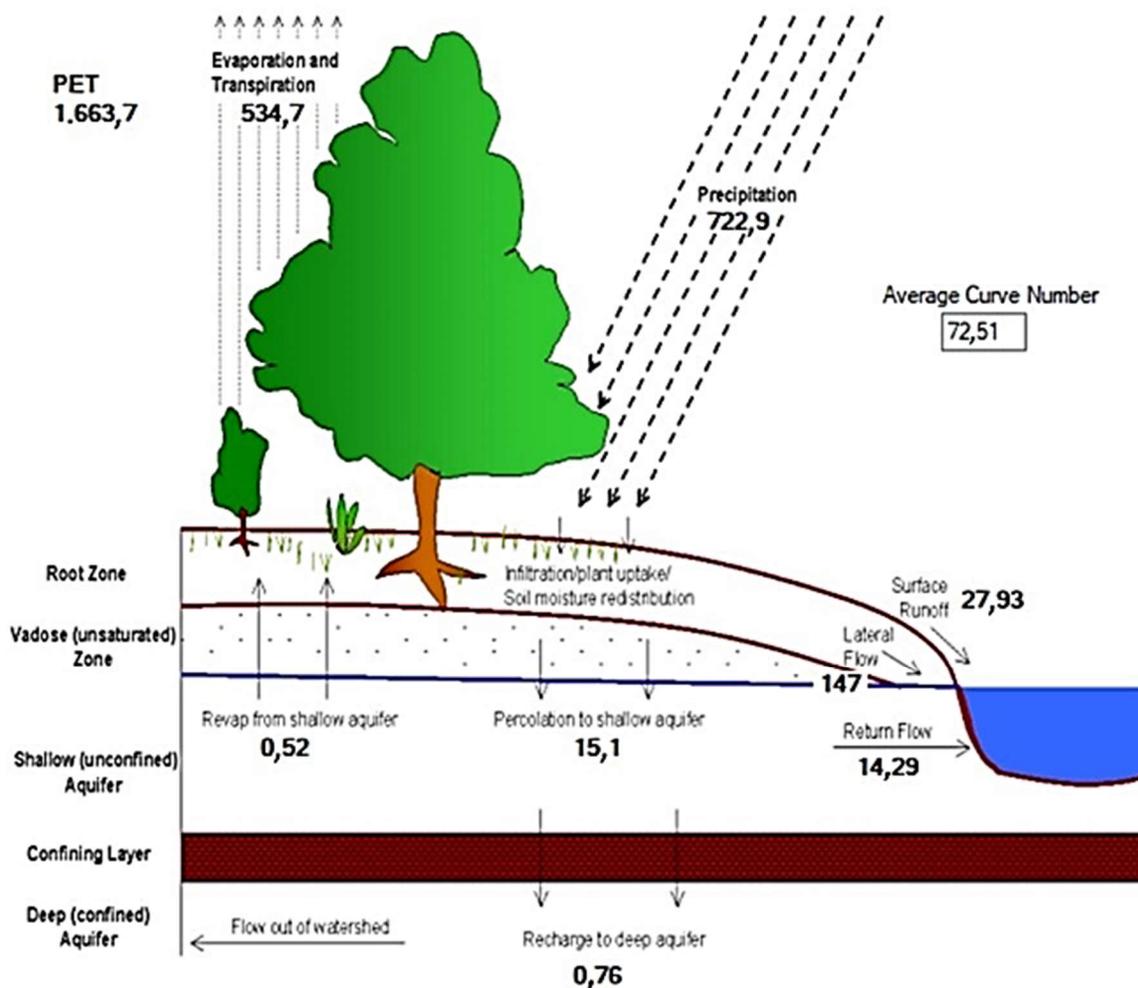
**Figura 9.** Tendência para as médias móveis de cinco períodos de 8 dias da evapotranspiração na Bacia Experimental do Riacho Jatobá.

A análise de tendência pelo método não paramétrico Mann-Kendall não apresentou tendência significativa ( $p > 0,05$ ) para as médias móveis de cinco períodos de 8 dias da evapotranspiração. Entretanto, diferentemente do resultado apresentado para a tendência acumulada em oito dias (Figura 6), a tendência para a média móvel apresentou sinal positivo para  $Z$ , indicando uma tendência crescente (XU *et al.*, 2018). Rocha Júnior *et al.* (2021) e Costa *et al.* (2020) ao analisarem a tendência da evapotranspiração no Nordeste brasileiro, observaram que tendências positivas de ET, podem estar associadas ao aumento da temperatura local e intensificação do processo de desertificação.

### **Balanco hídrico da BERJ**

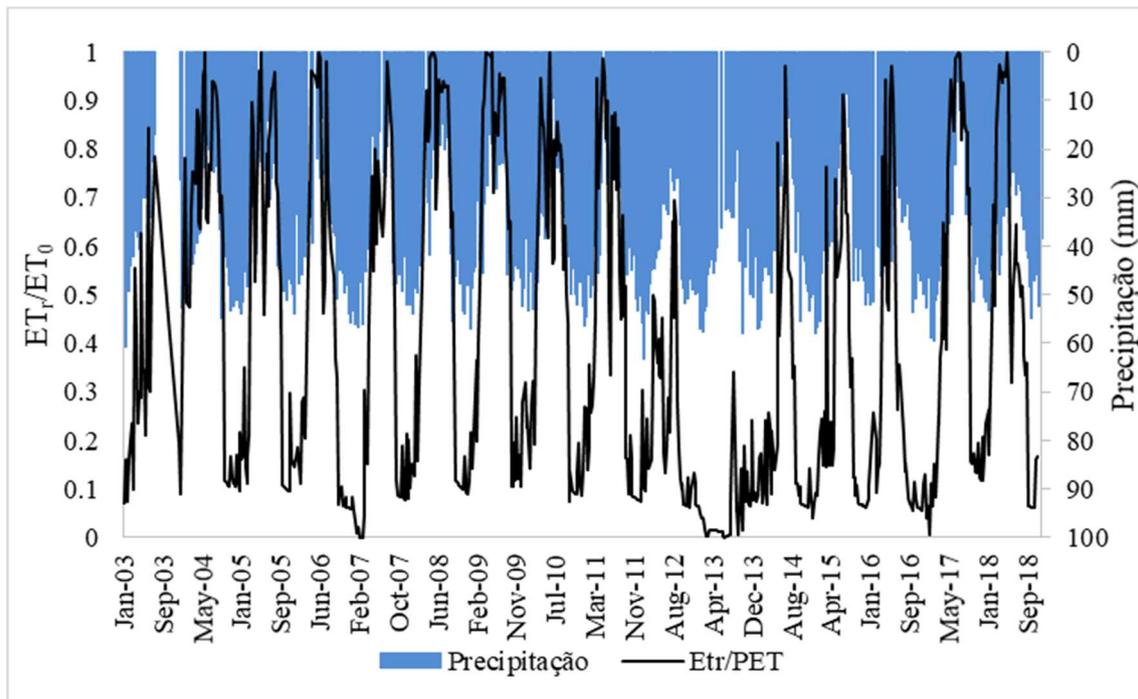
A Figura 8 apresenta o resultado dos processos hidrológicos simulados pelo modelo SWAT para o período de 2000 a 2019. A precipitação anual média da BERJ foi igual a 722,9 mm, a evapotranspiração potencial anual média foi igual a 1.663,7 mm, com evapotranspiração real de 534,7 mm. A ascensão do aquífero raso anual média foi de 0,52

mm, e o escoamento superficial anual médio foi igual a 27,93 mm. Tais resultados indicam que de toda a precipitação ocorrida na bacia, 26% corresponde à precipitação efetiva, além disso, 74% da precipitação total retorna à atmosfera como evapotranspiração. Os valores médios do balanço hídrico verificados no presente estudo foram similares aos valores encontrados por Magalhães *et al.* (2018) na mesma área de estudo, sendo que a evapotranspiração real verificada pelos autores foi superior ao do presente trabalho, com valor de 588,2 mm, além de uma precipitação média de 654,3 mm. Andrade *et al.* (2017), realizando modelagem hidrológica sob escassez de dados em uma bacia do Alto Mundaú, Nordeste do Brasil, verificaram valores de ET de 674,2 mm, e precipitação média de 1.075 mm, no período compreendido entre 2000 e 2016.



**Figura 10.** Representação do balanço hídrico da Bacia Experimental do Riacho Jatobá (BERJ) simulado pelo modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) para o período de 2000 a 2019.

A Figura 9 apresenta a relação entre a evapotranspiração real e a evapotranspiração potencial, ambas acumuladas de 8 dias, estimadas pelo modelo SWAT e sua interação com a precipitação acumulada de 8 dias. A relação  $E_{Tr}/ET_0$  é também chamada de fração evaporativa, pois refere-se a porcentagem da evapotranspiração potencial que está sendo evapotranspirada efetivamente (TEIXEIRA, 2018).



**Figura 11.** Precipitação e relação  $E_{Tr}/ET_0$  para a sub-bacia 19 da Bacia Experimental do Riacho Jatobá (BERJ).

É possível verificar uma forte influência da precipitação antecedente na evapotranspiração, sendo observado maiores índices de evapotranspiração quando se tem maiores precipitações antecedes. Teixeira (2018), ao avaliar a dinâmica da evapotranspiração em vegetação natural do Bioma Caatinga, relatou que os maiores valores da fração evaporativa nos períodos chuvosos e nos períodos secos (valores de  $E_{Tr}/ET_0$ ) oscilaram em torno de 20 a 40%.

## CONCLUSÕES

A modelagem hidrológica utilizando o modelo SWAT produziu estimativas de evapotranspiração real consistentes com os valores advindos de sensoriamento remoto

baseado no MODIS após refinamento de calibração dos parâmetros do modelo para a bacia experimental do Riacho Jatobá. Tais resultados destacam que a utilização de dados alternativos para a calibração do modelo SWAT, como a evapotranspiração baseada no sensoriamento remoto, é de grande relevância, especialmente, em bacias hidrográficas semiáridas, marcadas pela presença de eventos pluviométricos irregulares, rios intermitentes, e pouca ou nenhuma geração de escoamento superficial; ainda, tais dados indiretos podem subsidiar estudos hidrológicos em bacias com carência de informações de campo.

Diante das análises de tendência para a evapotranspiração, foi verificado que há tendência decrescente da evapotranspiração real acumulada em 8 dias, tanto para a evapotranspiração real simulada quanto para a observada, indicando que o modelo SWAT representa bem os dados observados pelo sensor MODIS. Não foi identificada tendência para as médias móveis de cinco períodos de 8 dias da evapotranspiração real.

## REFERÊNCIAS

- ABIODUN, O. O.; GUAN, H., POST, V. E. A.; BATELAAN, O. Comparison of MODIS and SWAT evapotranspiration over a complex terrain at different spatial scales. **Hydrology and Earth System Sciences**, Gottingen, n. 22, p.2775–2794, 2018.
- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. **Crop evapotranspiration guidelines for computing crop water requirements – FAO**. Irrigation and Drainage. Rome. n. 56, p.297, 1998.
- ANDRADE, C. W. L.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; LIMA, J. R. S.; MONTENEGRO, A. A. A.; MAGALHÃES, A. G. Modelagem hidrológica sob escassez de dados na Bacia do Alto Mundaú, Nordeste do Brasil. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, Recife, v. 02 n. 03 p.227-238, 2017.
- ARAÚJO, A. L.; SILVA, M. T.; SILVA, B. B.; SANTOS, C. A. C.; AMORIM, M. R. B. Modelagem Simplificada Para Estimativa do Balanço de Energia à Superfície em Escala Regional (R-SSEB). **Revista Brasileira de Meteorologia**, São José dos Campos, v.32 n.3, p.433-446, 2017.
- ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J. R.; HANEY, E. B.; NEITSCH, S. L. 2012. **Input/Output Documentation version 2012**. Texas Water Resources Institute. 650p.
- BERTONI, J. C.; TUCCI, C. E. M. **Precipitação**. Hidrologia Ciência e Aplicação. 4. ed. Porto Alegre: UFRGS, 2013. Cap. 5. p. 177-241.

BOUZADA, M. A. C. **Aprendendo decomposição clássica: tutorial para um método de análise de séries temporais**. TAC, Rio de Janeiro, v.2 n. 1, p. 1-18, 2012.

BRESSIANI, D. A.; GASSMAN, P. W.; FERNANDES, J. G.; GARBOSSA, L. H. P.; SRINIVASAN, R.; BONUMÁ, N. B.; MENDIONDO, E. M. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, Pequin, v. 8, n. 3, p. 9-35, 2015.

CABRAL JÚNIOR, J.B.; SANTOS E SILVA, C.M.; ALMEIDA, H.A.; BEZERRA, B.G.; SPYRIDES, M.H.C. Detecting linear trend of reference evapotranspiration in irrigated farming areas in Brazil's semiarid region. **Theoretical and Applied Climatology**, Wien, v. 138, n. 1-2, p. 215-225, 2019.

CARVALHO, A. A. D.; MONTENEGRO, A. A. A.; SILVA, H. P. D.; LOPES, I.; DE MORAIS, J. E.; DA SILVA, T. G. Trends of rainfall and temperature in Northeast Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.24 n.1, p. 15-23, 2020.

CHAGAS, A. M. S.; MONTENEGRO, A. A. A.; ALMEIDA, T. A. B.; SILVA, J. A. S. **Caracterização dos padrões de chuva na bacia do Riacho Jatobá no semiárido de Pernambuco**. XV Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. 22 e 26 de novembro de 2020 em formato 100% online. p. 1 – 10, 2020.

CHUN, J.A.; BAIK, J.; KIM, D.; CHOI, M. A comparative assessment of SWAT-model-based evapotranspiration against regional-scale estimates. **Ecological Engineering**, Amsterdã, v. 122, p. 1-9, 2018.

COELHO, V. H. R., MONTENEGRO, S. M., ALMEIDA, C. N., SILVA, B. B., OLIVEIRA, L. M., GUSMÃO, A. C. V., FREITAS, E. S., MONTENEGRO, A. A. A. Alluvial groundwater recharge estimation in semi-arid environment using remotely sensed data. **Journal of Hydrology**, Amsterdã, v.548, 2017.

COSTA, R. L.; BAPTISTA, G. M. M.; GOMES, H. B.; SILVA, F. D. S.; ROCHA JÚNIOR, R. L.; SALVADOR, M. A.; HERDIES, D. L. Analysis of climate extremes indices over northeast Brazil from 1961 to 2014. **Weather and Climate Extremes**, Amsterdã, v. 28, p. 100254, 2020.

FERREIRA, P. S.; SOUZA, W. M. Modelagem hidroclimática e demográfica para estimativa da disponibilidade hídrica na bacia hidrográfica do Rio Brígida. **Revista Brasileira de Climatologia**, São Paulo, v.27, 2020.

FILGUEIRAS, R.; ALMEIDA, T. S.; MANTOVANI, E. C.; S. H. B., FERNANDES-FILHO, E. I., DA CUNHA, F. F.; VENANCIO, L. P. Soil water content and actual evapotranspiration predictions using regression algorithms and remote sensing data. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 241, p. 106346, 2020.

FONTES JÚNIOR, R.; MONTENEGRO, A.A.A. Impact of land use change on the water balance in a representative watershed in the semiarid of the state of Pernambuco using the SWAT model. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.39, n.1, p.110-117, 2019.

FRANCO, A. C. L.; BONUMÁ, N. B., Multi-variable SWAT model calibration with remotely sensed evapotranspiration and observed flow, **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.22, 2017.

JOVANOVIC N., GARCIA C. L., BUGAN R. D. H., TEICH I.; RODRIGUEZ C. M. G. Validation of remotely-sensed evapotranspiration and NDWI using ground measurements at Riverlands, South Africa. **Water**, Basel, v.40 n.2, p. 211–220, 2014.

KAFFAS, K.; HRISSANTHOU, V.; SEVASTAS, S. Modeling hydromorphological processes in a mountainous basin using a composite mathematical model and ArcSWAT, **Catena**, Amsterdã, v. 162, p. 108-129, 2018.

LINS, F. A. C.; ARAÚJO, D. C. S.; SILVA, J. L. B.; LOPES, P. M. O.; OLIVEIRA, J. D. A.; SILVA, A. T. G. C. S. G. Estimativa de parâmetros biofísicos e evapotranspiração real no semiárido Pernambucano utilizando sensoriamento remoto. **Irriga**, Botucatu, v. 1, p. 64-75, 2017.

MAGALHÃES, A. G.; MONTENEGRO, A. A. A.; ANDRADE, C. W. L.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; FONTES JÚNIOR, R. V. P. Hydrological modeling of an experimental basin in the semiarid region of the Brazilian State of Pernambuco. **Ambiente e Água**, São Paulo, v. 13, 2018.

MELO, R. O.; MONTENEGRO, A. A. A. Dinâmica temporal da umidade do solo em uma bacia hidrográfica no semiárido Pernambucano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.20, n.2, p.430-441, 2015.

MIRANDA, R. Q.; GALVÍNIO, J. D.; MOURA, M. S. B.; JONES, C. A.; SRINIVASAN, R. Reliability of MODIS Evapotranspiration Products for Heterogeneous Dry Forest: A Study Case of Caatinga. **Advances in Meteorology**, Londres, p.1-14, 2017.

MIRANDA, R.Q. **Avaliação integrada da variação espacial e temporal do balanço hídrico na Caatinga utilizando o modelo hidrológico SWAT**. 2017. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 122p.

MONTENEGRO, A. A. A.; RAGAB, R. Hydrological response of a Brazilian semi-arid catchment to different land use and climate change scenarios: a modelling study. **Hydrological Processes**, Bristol, v. 24, p. 2705-2723, 2010.

NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. **Soil and water assessment tool: Theoretical documentation - version 2005**. Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural Research Service; Blackland Research Center - Texas Agricultural Experiment Station, 2005. 494p.

PARAJULI, P. B.; JAYAKODY, P.; OUYANG, Y. Evaluation of Using Remote Sensing Evapotranspiration Data in SWAT. **Water Resources Management**, Athens v.32, n.3, p.985–996, 2017.

PAULINO, V. E. D. N.; STUDART, T. M. D. C.; CAMPOS, J. N. B.; PESTANA, C. J.; LUNA, R. M.; ALVES, J. M. B. Trends in Crop Reference Evapotranspiration and

Climatological Variables Across Ceará State–Brazil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São José dos Campos, v.34 n.1, p.79-88, 2019.

PINHEIRO, A.; GRACIANO, R. L. G.; SEVERO, D. L. Tendência das séries temporais de precipitação da região sul do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São José dos Campos, v.28, p.281-290, 2013.

ROCHA JÚNIOR, R. L. D.; SILVA, F. D. D. S.; COSTA, R. L.; GOMES, H. B.; GOMES, H. B.; SILVA, M. C. L. D.; PINTO, D. D. C. P.; HERDIES, D. L.; CABRAL JÚNIOR, J. B.; PITA-DÍAZ, O. Mudança de Longo Prazo e Regionalização da Evapotranspiração de Referência no Nordeste Brasileiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São José dos Campos, v.35, n. Especial, p.891-902, 2021.

RUHOFF, A. L.; PAZ, A. R.; ARAGAO, L. E. O. C.; MU, Q.; MALHI, Y.; COLLISCHONN, W.; ROCHA, H. R.; RUNNING, S. W. Avaliação do algoritmo de evapotranspiração global MODIS usando medidas de covariância turbulenta e modelagem hidrológica na bacia do Rio Grande. **Hydrological Sciences Journal**, v.58, n. 8, p. 1658–1676. 2013.

SALAMA, M. A.; YOUSEF, K. M.; MOSTAFA, A. Z. Simple equation for estimating actual evapotranspiration using heat units for wheat in arid regions. **Journal of Radiation Research and Applied Sciences**, Cairo, v. 3, p. 418-427, 2015.

SILVA JUNIOR, V. P.; MONTENEGRO, A. A. A.; MELO, R. O. Temporal stability of soil moisture in an experimental watershed in the Pernambuco semiarid region. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 20, n. 10, p. 880-885, 2016.

SIRISENA, T. A.; MASKEY, S.; RANASINGHE, R. Hydrological Model Calibration with Streamflow and Remote Sensing Based Evapotranspiration Data in a Data Poor Basin. **Remote Sensing**, Basel, v. 12, n. 22, p. 3768, 2020.

TABARI, H.; GRISMER, M. E.; TRAJKOVIC, S. Comparative analysis of 31 reference evapotranspiration methods under humid conditions. **Irrigation Science**, v. 31, p. 107–117, 2013.

TANKSALI, A.; SORAGANVI, V.S. Assessment of impacts of land use/land cover changes upstream of a dam in a semi-arid watershed using QSWAT. **Modeling Earth Systems and Environment**, 2020.

TEIXEIRA, L. M. N. **Evapotranspiração em vegetação natural do bioma Caatinga obtida por balanço hídrico no solo e por sensoriamento remoto**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 124p.

TOBIN, K. J.; BENNETT, M. E. Constraining swat calibration with remotely sense evapotranspiration data. **Journal of the American Water Resources Association**, Middleburg, v. 53, n. 3, p. 593 – 604, 2017.

VANINO, S.; NINO, P.; DE MICHELE, C.; BOLOGNESI, S. F.; D'URSO, G.; DI BENE, C.; PENNELLI, B.; VUOLO, F.; FARINA, R., PULIGHE, G.; NAPOLI, R. Capability of Sentinel-2 data for estimating maximum evapotranspiration and irrigation requirements for tomato crop in Central Italy. **Remote Sensing of Environment**, Amsterdã, v. 215, p. 452-470, 2018.

VIANA, J. F. S. **Impactos das mudanças do uso da terra sobre o balanço hidrossedimentológico: bases para o gerenciamento dos recursos hídricos na Bacia do Rio Pirapama**. 2019. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 200p.

WARRICK A.W.; NIELSEN, D.R. **Spatial variability of soil physical properties in the field**. In: HILLEL, D. (Ed.). Application of soil physics. New York: Academic Press, 1980.

XU, M.; KANG, S.; WU, H.; YUAN, X. Detection of spatio-temporal variability of air temperature and precipitation based on long-term meteorological station observations over Tianshan Mountains, Central Asia. **Atmospheric Research**, Amsterdã, v.203, p.141-163, 2018.

## **CAPÍTULO IV - Estimativa da umidade do solo a partir de parâmetros biofísicos obtidos por sensoriamento remoto em bacia experimental do semiárido brasileiro**

### **RESUMO**

A umidade do solo desempenha um papel essencial em bacias hidrográficas semiáridas, influenciando diversos processos hidrológicos. Considerando as limitações existentes na estimativa da umidade em campo, o sensoriamento remoto orbital vem se destacando como uma alternativa eficiente. Este estudo objetiva estimar a umidade do solo a partir da correlação de parâmetros biofísicos (NDVI, Temperatura da superfície, NDWI, TVDI) obtidos por meio de dados de sensoriamento remoto orbital com os dados de umidade do solo medidos na Bacia Experimental do Riacho Jatobá (BERJ, 13 km<sup>2</sup>), no Agreste de Pernambuco, Brasil. Os parâmetros biofísicos foram estimados a partir de imagens dos sensores OLI e TIRS, a bordo do satélite Landsat-8, no período de 2014 a 2019. Foram geradas equações de regressões para estimar a umidade do solo, sendo suas eficiências testadas por meio dos índices estatísticos: coeficiente de determinação ( $R^2$ ), raiz do erro quadrático médio (RMSE), percentual de tendência (PBIAS). Os resultados apontam uma boa performance dos modelos de regressão utilizados para a estimativa da umidade ( $R^2$  variando entre 0,50 e 0,75, RMSE = 0,02 e PBIAS = 0,00). O uso de parâmetros biofísicos obtidos a partir dos dados de sensoriamento remoto possibilitou avaliar a condição hídrica da BERJ, podendo subsidiar procedimentos de modelagem hidrológica na região. A disponibilidade de imagens de satélites com maior resolução espacial em conjunto com uma série temporal de dados experimentais, são essenciais para a geração de modelos com maior precisão ao nível de sub-bacias.

**Palavras-Chave:** NDVI, Temperatura da superfície, TVDI, NDWI

### **ABSTRACT**

Soil moisture plays an essential role in semi-arid watersheds, influencing several hydrological processes. Considering the existing limitations in the estimation of humidity in the field, the orbital remote sensing has been highlighted as an efficient alternative. This study aims to estimate soil moisture from the correlation of biophysical parameters (NDVI, Surface Temperature, NDWI, TVDI) obtained through orbital remote sensing data with soil moisture data measured in the Experimental Basin of the Jatobá Stream (BERJ, 13 km<sup>2</sup>), in the Agreste region of Pernambuco, Brazil. The biophysical parameters were estimated from images from the OLI and TIRS sensors, aboard the Landsat-8 satellite, from 2014 to 2019. Regression equations were generated to estimate soil moisture, and their efficiencies were tested using the indices statistics: coefficient of determination ( $R^2$ ), root mean square error (RMSE), percentage of trend (PBIAS). The results point to a good performance of the regression models used to estimate moisture ( $R^2$  ranging between 0.50 and 0.75, RMSE = 0.02 and PBIAS = 0.00). The use of biophysical parameters obtained from the data of remote sensing allowed the evaluation of the water condition of the BERJ, being able to subsidize

hydrological modeling procedures in the region. The availability of satellite images with higher spatial resolution together with a time series of experimental data, are essential for the generation of models with greater precision at the sub-basin level.

**Keywords:** NDVI, Surface Temperature, TVDI, NDWI

## INTRODUÇÃO

No Brasil, a região Nordeste é considerada uma das áreas mais problemáticas no que se refere à disponibilidade de água, tendo em vista que 53% do território nordestino possui clima semiárido, onde as chuvas são escassas e irregulares, com precipitação pluviométrica anual oscilando entre 300 e 800 mm (Ferreira et al., 2018). As regiões semiáridas são caracterizadas por apresentar baixa precipitação anual média, distribuídas irregularmente, com alta susceptibilidade à escassez hídrica e à erosão do solo (Montenegro e Ragab, 2010; Santos et al., 2010).

De acordo com Montenegro e Montenegro (2012), nas áreas mais críticas há, geralmente, a presença de solos rasos, rios intermitentes e pouca disponibilidade de água subterrânea. Essas características pedológicas e hidroclimatológicas não permitem a utilização regular da água, limitando o desenvolvimento agrícola que passa a depender da irrigação para o fornecimento de água para as plantas. Dessa forma, a questão hídrica no semiárido brasileiro se torna o maior limitador do desenvolvimento social e agropecuário da região (Castro, 2018; Gutierrez e Neves, 2021).

Neste contexto de reduzida segurança hídrica, a umidade do solo desempenha papel essencial, pois é um parâmetro que influencia, direta ou indiretamente, diversos processos hidrológicos nas bacias hidrográficas, especialmente em bacias com baixa ou nenhuma geração de vazão dos cursos d'água, como é o caso das bacias semiáridas que possuem grande quantidade de rios e riachos de regime intermitente (Araújo; Mamede; Lima, 2018). Além disso, a umidade apresenta alta variabilidade espacial e temporal, impactando os processos hidrológicos, ecológicos, ambientais e agrícolas (Melo e Montenegro, 2015; Costa, 2017; Souza et al., 2018). Dessa forma, a compreensão da dinâmica da umidade do solo pode auxiliar nos processos de cultivo, do manejo da irrigação e na gestão sustentável dos recursos hídricos (Uniyal et al., 2017).

Apesar da relevância do tema, é escassa a aplicação de indicadores que permitam obter informações sobre a umidade da superfície no semiárido brasileiro (Costa, 2017), principalmente de forma espacialmente distribuída. O sensoriamento remoto orbital tem contribuído com o monitoramento espacial e temporal nas escalas regional e global da questão hídrica (Famiglietti et al., 2015), possibilitando realizar estimativas da umidade do solo.

Diferentes métodos podem ser utilizados para a determinação, por sensoriamento remoto, da umidade do solo, um deles é a superfície monitorada por radiômetros na faixa do micro-ondas que está diretamente relacionada à constante dielétrica do solo, que é sensível a umidade do solo, sendo possível estimar a umidade do solo nas camadas mais superficiais, contudo, as imagens disponibilizadas são de baixa resolução espacial, gerando bons resultados apenas em grandes áreas (Paiva e Ruhoff, 2017; Penachio et al., 2020). Outra forma de monitoramento é a partir do sensoriamento óptico pelo método termal, esse método possui sensores com boa resolução no infravermelho próximo e médio (incluindo as bandas termais), onde a umidade é determinada de forma indireta através de parâmetros biofísicos (Maffra e Centeno, 2016).

Para a avaliação dos parâmetros biofísicos (albedo, temperatura da superfície e índices de vegetação, por exemplo) deve-se considerar que quando há aumento de quantidade da água no solo há diminuição da reflectância do solo, dessa forma, os sensores remotos que atuam no infravermelho próximo e médio trazem informação útil para a umidade do solo, pois apresentam maior absorção da água e tornam esta técnica a opção mais viável, uma vez que, por meios convencionais em escala regional, representaria um grande dispêndio de recursos materiais e humanos (Oliveira et al., 2012; Maffra e Centeno, 2016).

Uma das possíveis formas de monitorar a umidade do solo é através dos índices de vegetação. Esses índices são medidas radiométricas adimensionais obtidos do comportamento espectral da vegetação, que indicam sua quantidade e sua qualidade, entre esses índices estão o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) e *Normalized Difference Water Index* (NDWI) (Penachio et al., 2020). O NDVI e a temperatura da superfície, possibilitam a geração do *Temperature-Vegetation Dryness Index* (TVDI) por meio do método do triângulo evaporativo. O TVDI é baseado nos pressupostos de que a umidade do solo é a principal fonte de variação da temperatura da superfície, devido às alterações na inércia térmica e do controle da evaporação e transpiração sobre o balanço de energia solar (Filgueiras et al., 2017; Souza et al., 2019). Este índice correlaciona dados de Índice de Vegetação (IV) e Temperatura

da Superfície terrestre ( $T_s$ ), fornecendo estimativas da umidade superficial do solo ao longo de um período analisado. Apesar de ainda ser pouco utilizado no semiárido brasileiro, estudos em diversos locais do mundo têm demonstrado a potencialidade do uso do TVDI para avaliar a umidade do solo (Rahimzadeh-Bajgiran et al, 2012; Schirmbeck et al., 2017b; Costa, 2017; Uniyal et al., 2017; Costa, 2017; Du et al., 2017; Schirmbeck et al., 2019).

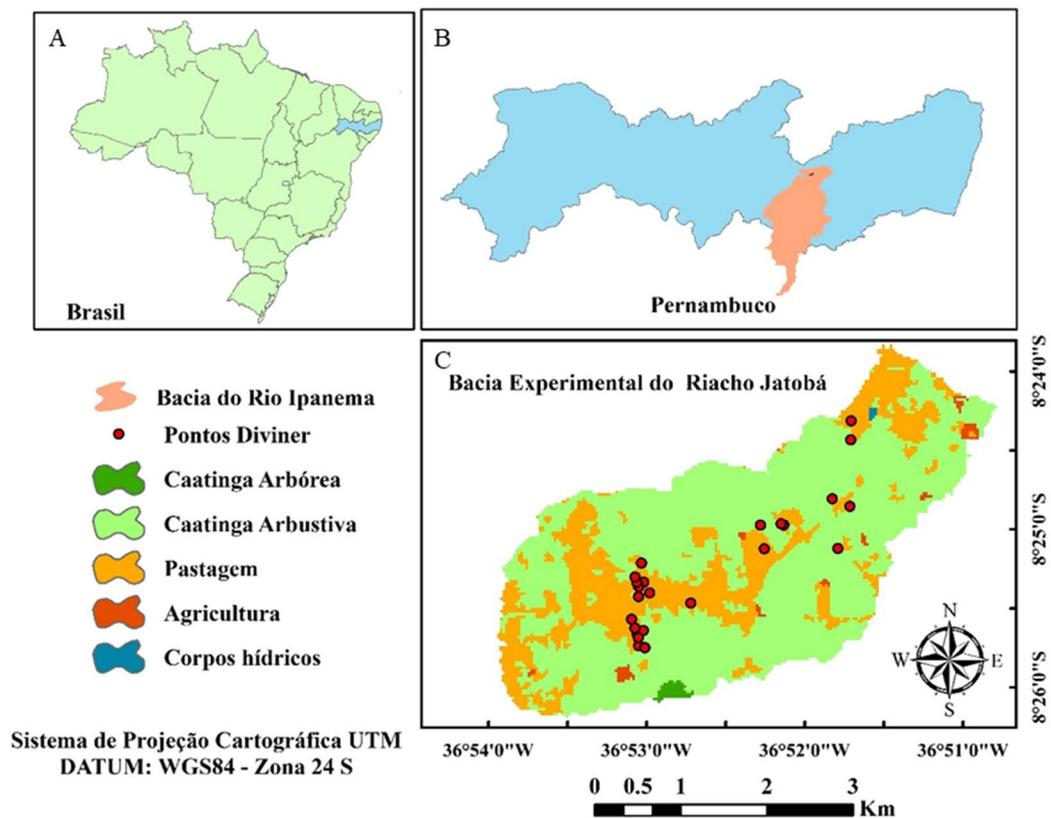
De forma similar, o NDWI possibilita estimar o conteúdo de água líquida presente na vegetação a partir de duas bandas do infravermelho, permitindo monitorar e analisar as mudanças na biomassa e o estresse hídrico das plantas (Gao, 1996; Brito et al., 2017).

Diante do exposto, este estudo objetiva analisar a distribuição espacial de parâmetros biofísicos (NDVI, Temperatura da superfície, TVDI e NDWI) em diferentes períodos, obtidos por sensoriamento remoto e produzir modelo para estimativa da umidade do solo a partir da correlação dos parâmetros biofísicos e dados de umidade do solo medidos em campo, em uma bacia experimental do semiárido de Pernambuco.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

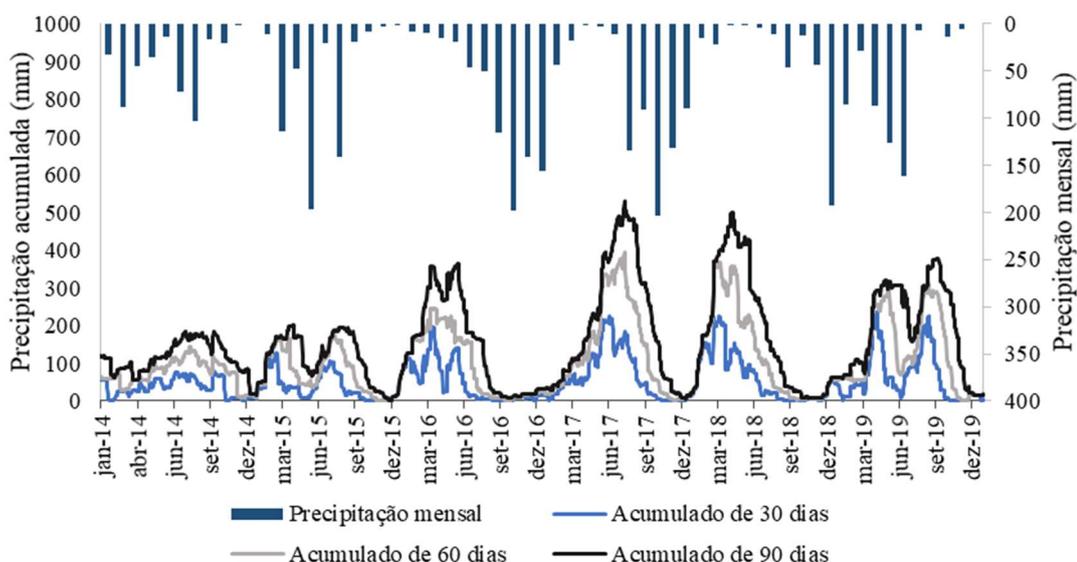
### **Área de estudo**

O estudo foi desenvolvido na Bacia Experimental do Riacho Jatobá (BERJ, 13 km<sup>2</sup>), localizada no município de Pesqueira/PE, Brasil, situado na mesorregião do Agreste de Pernambuco, na divisa entre o sertão e agreste, entre as coordenadas 8° 34' 17" e 8° 18' 11" de latitude sul 37° 1' 35" e 36° 47' 20" de longitude oeste (Figura 1). A BERJ está inserida na Bacia Hidrográfica do Alto Rio Ipanema, que por sua vez faz parte da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco.



**Figura 1.** Localização (a) do estado de Pernambuco, (b) da Bacia Experimental do Riacho Jatobá (BERJ) na Bacia Hidrográfica do Alto Ipanema, e (c) usos do solo mostrando os pontos de acesso Diviner disponíveis para a coleta da umidade do solo na BERJ.

De acordo com Alvares et al. (2014), o clima da Bacia hidrográfica do Ipanema varia entre o tipo BSh (clima semiárido quente) e As (tropical com verão seco), segundo a classificação de Köppen-Geiger, sendo a BERJ classificada como BSsh (clima semiárido extremamente quente) por Montenegro e Montenegro (2006). A precipitação média anual da bacia é de aproximadamente 600 mm, com o período chuvoso entre os meses de abril e julho) (Montenegro et al., 2019). A temperatura média na BERJ é de 23°C, com evapotranspiração potencial de aproximadamente 2000 mm/ano (Melo e Montenegro, 2015; Silva Júnior; Montenegro; Melo, 2016). Na Figura 2 é apresentada a série de precipitação média mensal (barras) e a precipitação média acumulada de cinco pluviômetros para 30 (linhas azuis), 60 (linhas cinzas) e 90 (linhas pretas) dias no período entre 2014 e 2019, na bacia experimental.



**Figura 2.** Precipitação na Bacia Experimental do Riacho Jatobá, no período de 2014 a 2019.

Os principais tipos de solo encontrados na bacia são o Argissolo Vermelho Amarelo, o Neossolo Litólico e o Neossolo Regolítico (Montenegro *et al.*, 2019). A BERJ apresenta-se como uma bacia tipicamente rural, com vegetação predominante de Caatinga hiperxerófila, exibindo sazonalidade ao longo do tempo em função da pluviometria e dos índices climáticos locais (Silva Júnior; Montenegro; Melo, 2016).

### Parâmetros biofísicos obtidos a partir de dados de satélite

O estudo utilizou seis imagens dos sensores OLI (*Operational Land Imager*) e TIRS (*Thermal Infrared Sensor*) da coleção C1 Level-1, a bordo do satélite Landsat-8 / adquiridas na base de dados espaciais da NASA/USGS (*National Aeronautic sand Space Administration/United States Geological Survey*). A Tabela 1 mostra as datas das imagens utilizadas para o estudo, bem como os dados meteorológicos da estação meteorológica de Arcoverde/PE (situada a 10 quilômetros da bacia) no instante da passagem do satélite, obtidos através do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), de temperatura do ar, umidade relativa do ar e pressão atmosférica. As seis imagens foram obtidas para dias específicos, com imagens com menos de 10% de nuvens, entre os anos de 2014 e 2019. Essas imagens foram processadas para gerar os mapas de NDVI e temperatura da superfície para a BERJ.

**Tabela 1.** Datas das imagens utilizadas, e informações sobre as variáveis meteorológicas de temperatura do ar ( $T_{ar}$ ), umidade relativa do ar (UR) e pressão atmosférica ( $P_o$ ) no instante da passagem do satélite na estação meteorológica de Arcoverde/PE

<b>Data</b>	<b><math>T_{ar}</math> (°C)</b>	<b>UR (%)</b>	<b><math>P_o</math> (kPa)</b>
01/11/2014	23,50	72,00	93,73
29/10/2015	26,00	62,00	93,92
12/08/2016	22,50	78,00	94,03
04/02/2017	23,00	70,00	93,76
08/12/2018	29,95	44,35	94,48
21/08/2019	23,25	79,00	94,20

A partir das bandas refletivas 4 e 5 do sensor OLI do satélite, foram aplicadas as correções atmosféricas pelo método da subtração do pixel escuro e, posteriormente, foram determinados os valores de NDVI para cada imagem, a partir da Equação 1 (Allen *et al.*, 2002).

$$NDVI = \frac{r_{b\ IV} - r_{b\ V}}{r_{b\ IV} + r_{b\ V}} \quad (1)$$

Em que,  $r_{b\ IV}$  e  $r_{b\ V}$  são, respectivamente, as bandas do infravermelho próximo e vermelho. Os valores de NDVI variam de -1 a 1. Quanto mais próximo de 1 maior será a indicação da atividade vegetativa, enquanto valores negativos de NDVI indicam áreas de corpos hídricos ou nuvens. Valores de NDVI próximos a zero indicam áreas com pouca ou nenhuma vegetação (Bezerra *et al.*, 2014).

As temperaturas de superfície ( $T_{sup}$ ), em graus Kelvin, foram determinadas a partir da Equação 2 (Allen *et al.*, 2002), aplicando o inverso da equação de Planck à radiação estimada.

$$T_{sup} = \frac{K_2}{\left(\frac{\epsilon_{NB} \times K_1}{L_b} + 1\right)} \quad (2)$$

Em que,  $K_1$  e  $K_2$  são constantes de calibração da banda termal 10 do sensor TIRS, fornecidas pelos metadados das imagens;  $L_b$  é a radiância da banda termal 10; e  $\epsilon_{NB}$  é a emissividade no domínio espectral da banda termal (Equação 3), calculada a partir do índice de área foliar (IAF) (Equação 4) (Allen *et al.* (2002).

$$\varepsilon_{NB} = 0,97 + 0,0033 \cdot IAF \quad (3)$$

$$IAF = -\frac{\ln\left(\frac{0,69- SAVI}{0,59}\right)}{0,91} \quad (4)$$

Os valores dos pixels de NDVI e  $T_{sup}$  foram utilizados para gerar gráficos de dispersão com o objetivo de avaliar o triângulo universal, que foi construído a partir dos valores de NDVI e  $T_{sup}$  de todas as imagens. Com base nessa avaliação estimou-se o TVDI, conforme mostra a Equação 5 utilizada por Schirmbeck et al. (2017b).

$$TVDI = (Ts - T_{Smin}) / (a + b \text{ NDVI} - T_{Smin}) \quad (5)$$

Em que  $T_{Smin}$  é a temperatura mínima de superfície em Kelvin, correspondente ao limite úmido do triângulo evaporativo; “a” e “b” são, respectivamente, os coeficientes linear e angular da reta, que representam o limite seco obtidos a partir do gráfico de dispersão entre o NDVI e a  $T_s$ . O limite seco foi construído a partir da utilização do Método de Lagrange, considerando os limites verificados para o triângulo. O TVDI pode variar de 0 a 1, considerados como os limites úmido e seco, respectivamente.

Além do TVDI, o Índice por Diferença Normalizada de Água (NDWI), proposto por Gao (1996), também foi utilizado para estimar os valores de umidade da superfície a partir da correlação com os dados de umidade medidos em campo pelos pontos de acesso Diviner. O NDWI tem como objetivo medir o teor de água líquida presente na vegetação, acentuando a umidade presente, sendo calculado a partir das refletâncias das bandas do infravermelho próximo e do infravermelho médio (Equação 6).

$$NDWI = \frac{r_{bIV} - r_{bIVM}}{r_{bIV} + r_{bIVM}} \quad (6)$$

Em que  $r_{bIVM}$  corresponde à banda refletiva 6 do sensor OLI.

Os mapas dos parâmetros biofísicos (NDVI, temperatura da superfície, TVDI e NDWI), gerados para as datas 11/01/2014, 29/10/2015, 12/08/2016, 04/02/2017, 08/12/2018 e 21/08/2019, foram submetidos à avaliação estatística para analisar a distribuição e

comportamento espacial dos índices nas diferentes datas. Essa avaliação foi realizada com base nas medidas de tendência central (média) e de dispersão (mínimo, máximo, desvio padrão – DP e coeficiente de variação – CV), e adotando os critérios de Warrick & Nielsen (1980), ou seja, baixa variabilidade para  $CV < 12\%$ , média variabilidade para  $12 < CV < 60\%$ , e alta variabilidade para  $CV > 60\%$ .

### **Dados de campo**

A BERJ possui 24 tubos de monitoramento (Figura 1), com acesso para sondas de umidade, especializados em locais estratégicos com diferentes declividades, tipos e usos do solo. Considerou-se também na escolha dos locais as condições de acesso para o monitoramento da umidade do perfil de solo com a sonda de capacitância Diviner 2000<sup>®</sup>. As profundidades dos tubos de acesso variam de 0,10 m para a camada mais superficial até 0,60 m para as camadas mais profundas. O monitoramento é realizado pelo Laboratório de Água e Solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco a partir de campanhas mensais, compreendendo um período de dados entre 2010 e 2020. Ao todo são 70 dados de umidade medidos em campo nesse período. Para o presente estudo foi realizado um levantamento prévio das datas de coleta no campo e das datas de passagem do satélite Landsat 8, sendo correlacionadas datas equivalentes ou com critério de 2 dias antes ou depois (sendo verificada se são dias similares do ponto de vista meteorológico).

### **Desenvolvimento dos modelos e índices estatísticos**

Com os parâmetros biofísicos estimados (NDVI, temperatura da superfície, TVDI e NDWI), utilizou-se a umidade do solo observada, medida pontualmente para camada de 0 a 0,10 m. Na Tabela 2 é possível observar as datas do imageamento por satélite e as datas de observação da umidade do solo correspondentes.

**Tabela 2.** Data da medição da umidade do solo em campo e data das imagens de satélite utilizadas

DATAS	
Umidade do solo observada	Imageamento por satélite
13/01/2014	11/01/2014
27/10/2015	29/10/2015
12/08/2016	12/08/2016
06/02/2017	04/02/2017
09/12/2018	08/12/2018
19/08/2019	21/08/2019

Esses dados observados de umidade do solo foram correlacionados aos parâmetros biofísicos, adotando-se, dessa forma, um modelo de regressão linear múltipla (MRLM) para estimar a umidade do solo a partir do NDVI e da temperatura da superfície, e dois modelos de regressão linear simples (MRLS) para estimar a umidade do solo a partir do TVDI e NDWI.

Para avaliar a qualidade do ajuste dos modelos foram utilizados o coeficiente de determinação ( $R^2$ ), a Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE) e o percentual de tendência (PBIAS) (Equações 7 a 9, respectivamente), comparando-se a umidade experimental com a umidade estimada em datas equivalentes ou próximas ao imageamento do satélite e com condições meteorológicas semelhantes.

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (Umd_{obs,i} - Umd_{obs,med})(Umd_{est,i} - Umd_{est,med})^2}{\sum_{i=1}^n (Umd_{obs,i} - Umd_{obs})^2 \sum_{i=1}^n (Umd_{est,i} - Umd_{est,med})^2} \quad (7)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Umd_{obs,i} - Umd_{est,i})^2}{np}} \quad (8)$$

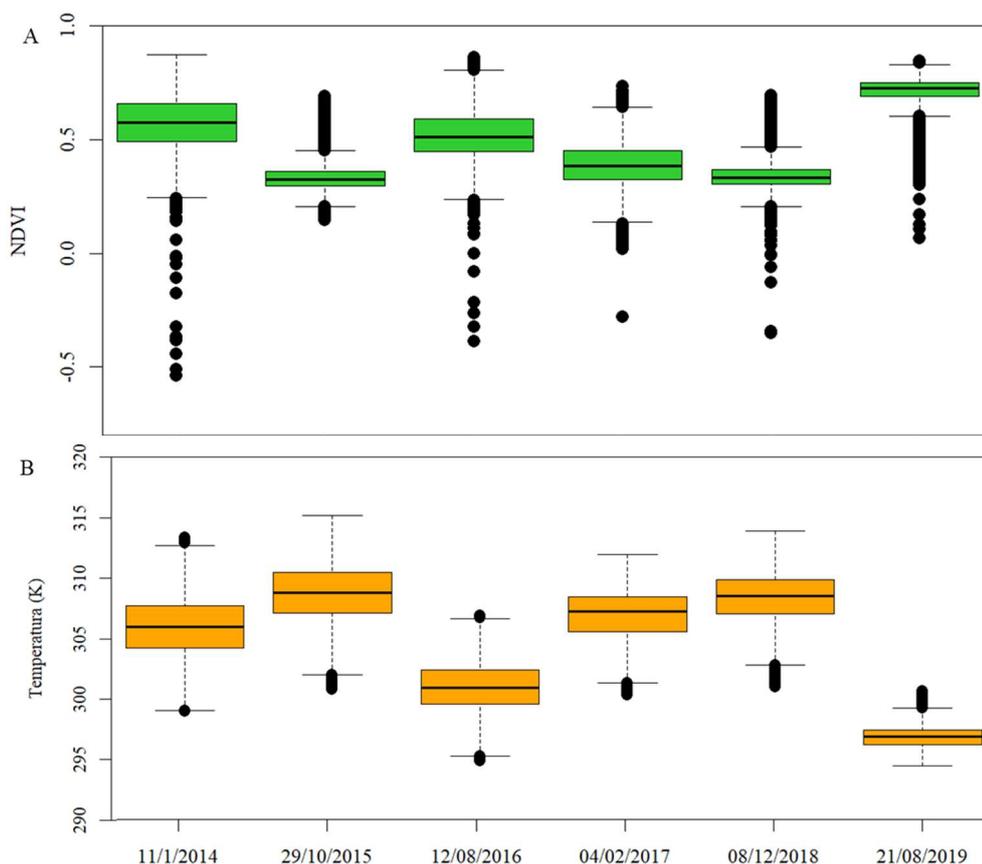
$$PBIAS = 100 \frac{\sum_{i=1}^n (Umd_{obs,i} - Umd_{est,i})}{\sum_{i=1}^n (Umd_{obs,i})} \quad (9)$$

Em que  $Umd_{obs}$  é a umidade do solo observada;  $Umd_{est}$  é a umidade do solo estimada;  $Umd_{obs,med}$  é a média das umidades experimentais;  $Umd_{est,med}$  é a média das umidades estimadas.

Além dos índices citados acima, o valor de  $p$  foi utilizado para avaliar a significância dos resultados dos modelos. Tal medida assume a eficácia de uma afirmação estatística ou hipótese nula. Valores de  $p$  mais próximo de zero, são estatisticamente mais relevantes, principalmente se acompanhados de um  $R^2$  mais próximo de um.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 3 apresenta os box-plots do NDVI (A) e com maiores valores identificados para as imagens dos dias 11/01/2014 e 21/08/2019, o que está intimamente relacionado à precipitação acumulada na região. As precipitações acumuladas de 30, 60 e 90 dias anteriores às datas da passagem do satélite para essas três imagens foram, respectivamente, 57 e 183 mm (30 dias), 59 e 282 (60 dias) e 114 e 351 mm (90 dias). Em contrapartida, as imagens dos dias 29/10/2015 e 08/12/2018 apresentaram valores de NDVI variando, principalmente, entre 0,2 e 0,4. Os baixos valores de NDVI para essas imagens estão relacionados à baixa precipitação acumulada antecedente de 30, 60 e 90 dias, que foram, respectivamente, 1 e 14 mm (30 dias), 22 e 18 mm (60 dias), e 39 e 19 mm (90 dias).

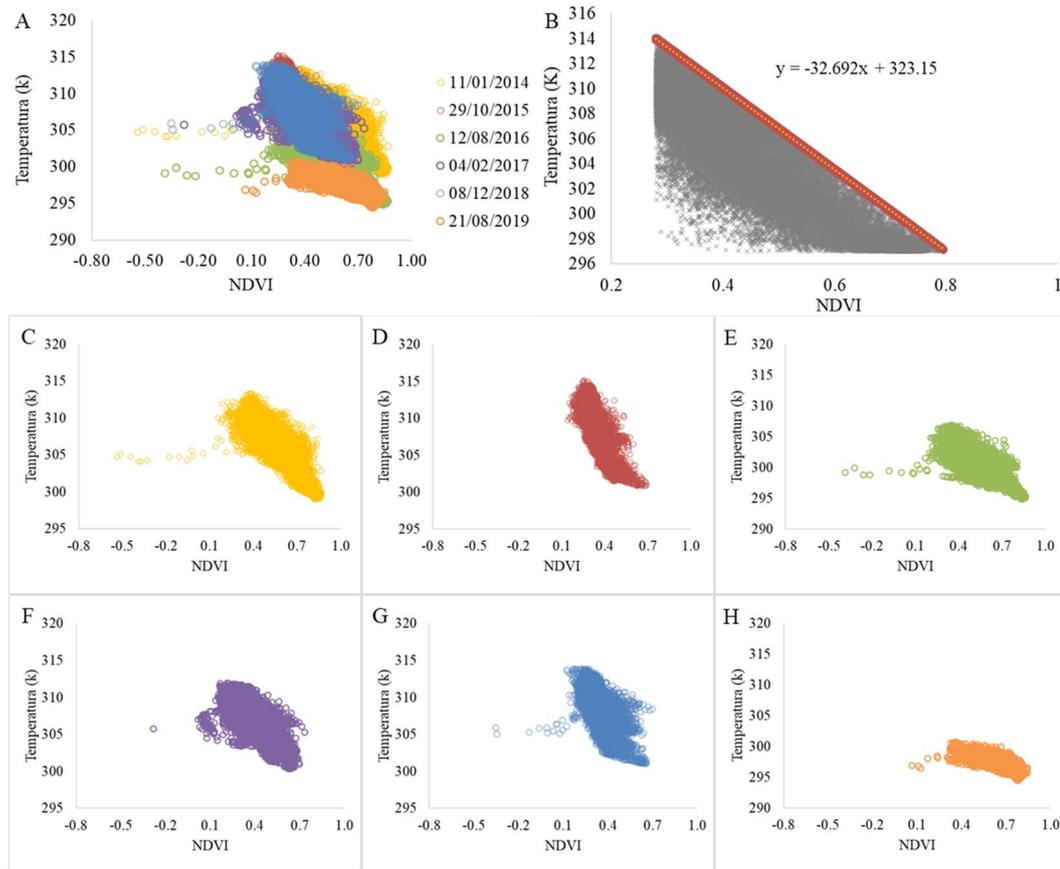


**Figura 3.** Box-plots com valores do NDVI e da da temperatura da superfície para as datas analisadas.

Verifica-se que a temperatura da superfície está intimamente relacionada à vegetação local. Costa (2017), por exemplo, identificou uma correlação inversa entre valores de NDVI e temperatura da superfície ( $T_s$ ) na vegetação de Caatinga no período chuvoso. Esse mesmo

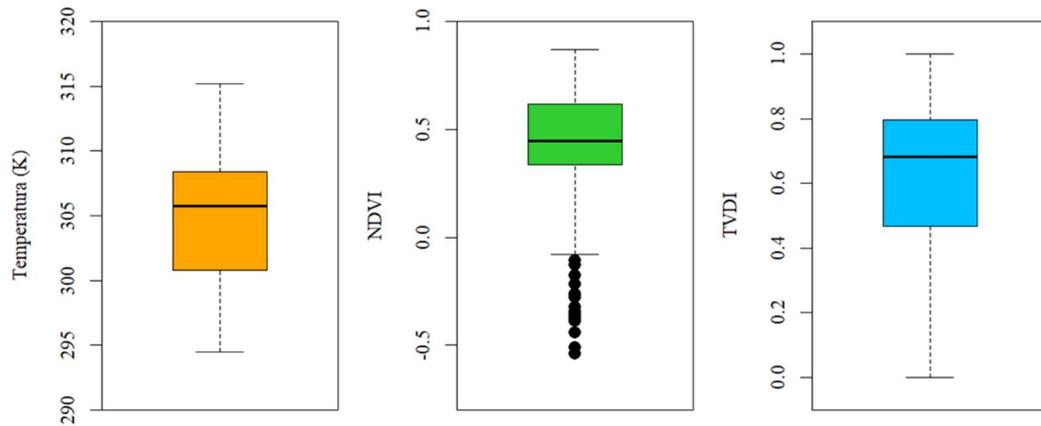
comportamento também foi observado no presente estudo, como mostra a Figura 3. Nela, é possível observar nos box-plots valores mais baixos de Ts nas imagens com maiores valores de NDVI, esse evento é mais evidente para data de 21/08/2019. É possível observar valores negativos de NDVI como outliers mais acentuados na imagens com maiores precipitações antecedentes, indicando presença de corpos hídricos.

A Figura 5A mostra o gráfico de dispersão entre o NDVI e a Ts. Observa-se que as imagens dos dias 12/08/2016 e 21/08/2019 apresentaram os menores valores de Ts e os maiores valores de NDVI. Para as imagens de 04/02/2017 e 08/12/2018 são observados pontualmente, valores negativos de NDVI, que correspondem a pequenos corpos hídricos encontrados na bacia. Na Figura 5B observa-se os valores que integram o triângulo universal, com NDVI variando entre 0,28 e 0,80 e Ts variando entre 297,0 e 313,8 K (23,85 e 40,65 °C, respectivamente). Schirmbeck *et al.* (2017b) encontraram o valor de 301,5 K para o limite úmido ao caracterizarem a condição hídrica de lavouras de soja no sul do Brasil. Já Costa (2017) encontrou valores de limite úmido de 20 °C ou 293,15 K ao avaliar o triângulo universal para duas áreas do semiárido pernambucano utilizando imagens MODIS, assemelhando-se aos resultados do presente estudo.



**Figura 5.** Gráfico de dispersão do NDVI e Ts para todas as datas analisadas (A), triângulo universal com o limite seco (B), dispersão isolada do NDVI e Ts para as imagens das datas 11/01/2014 (C), 29/10/2015 (D), 12/08/2016 (E), 04/02/2017 (F), 08/12/2018 (G) e 21/08/2019 (H).

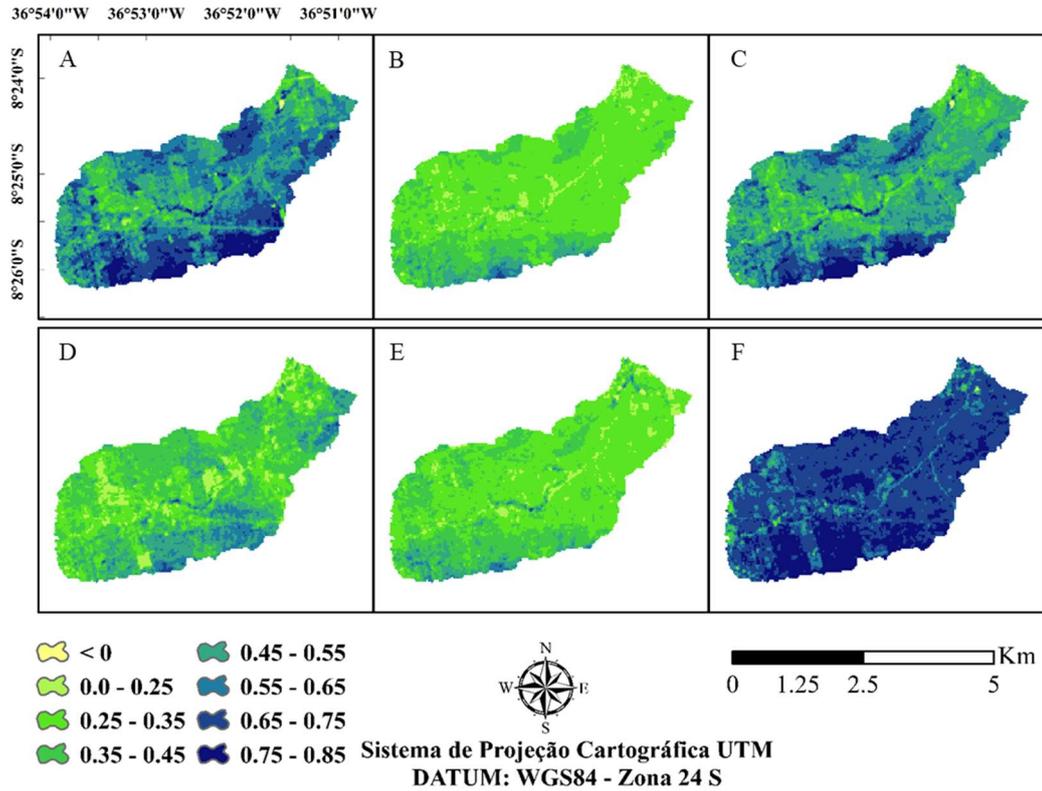
A Figura 6 apresenta os box-plots dos valores do NDVI (A) e Ts (B) para a geração do triângulo universal, e do TVDI (C) estimado para o conjunto de todas as imagens. Foram observados valores médios de 0,46 para NDVI e de 304,96 K (31,81 °C) para a Ts. Para o TVDI foi identificado um valor médio de 0,58, com valores variando entre 0 e 0,99 e desvio padrão de 0,28. Souza et al. (2019) encontraram valores de TVDI para o mês de agosto variando entre 0,4 e 0,6 em uma bacia hidrográfica com alta fragmentação vegetal em decorrência de uso agrícola no estado de São Paulo, o que indicou condições ligeiramente secas a estresses moderados, similar ao obtido no presente estudo.



**Figura 6.** Box-plots com os valores de NDVI (A), Ts (B) e TVDI (C) considerando todas as imagens analisadas.

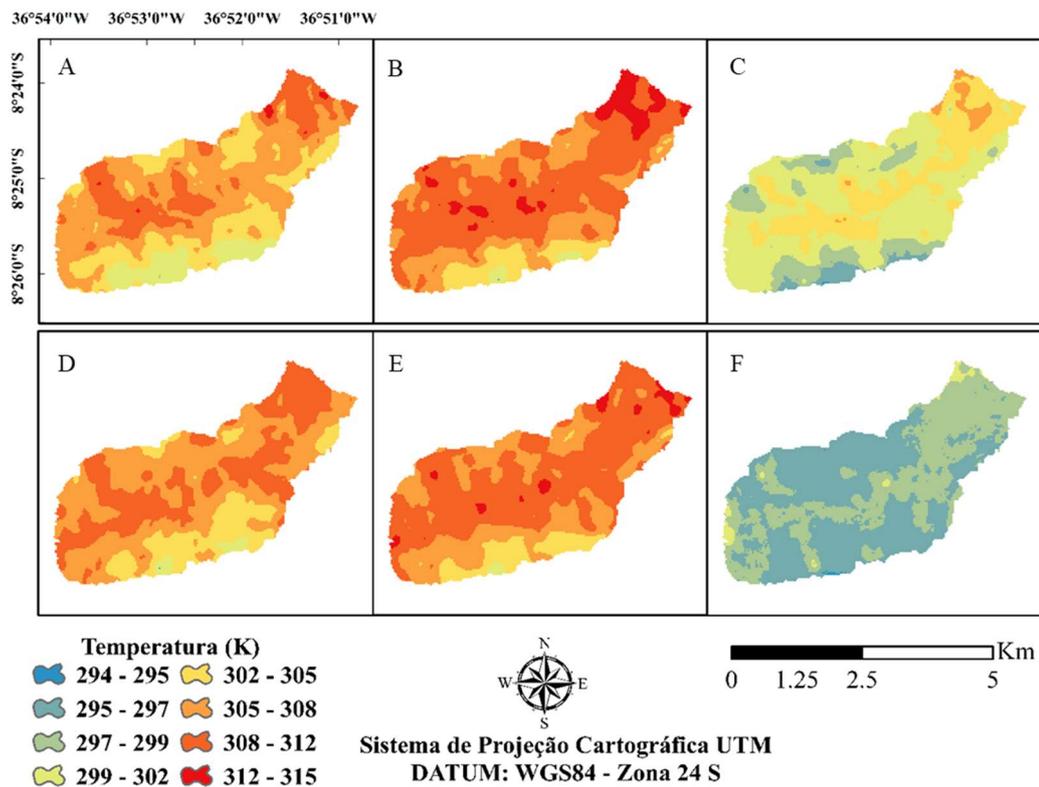
Na Figura 7 são apresentados os mapas de distribuição espacial do NDVI utilizados para a geração da umidade do solo, nas datas: 11/01/2014 (A), 29/10/2015 (B), 12/08/2016 (C), 04/02/2017 (D), 08/12/2018 (E) e 21/08/2019 (F). É perceptível a diferença de valores de NDVI, principalmente para as datas dos períodos mais úmidos, onde foram observados os maiores valores. Esse comportamento está associado a maior precipitação antecedente para a imagem desse dia. A média de NDVI para a data de 21/08/2019 foi de 0,7, enquanto para as datas do período seco foram de 0,33 (29/10/2015) e 0,34 (08/12/2018). Oliveira et al. (2020) estimaram o NDVI para a bacia hidrográfica do Alto Ipanema a partir de imagens Landsat 8 e encontraram média de NDVI de 0,32 para data de 29/09/2015, denotando coerência com o presente estudo, uma vez que a BERJ está inserida na bacia do Alto Ipanema.

A variabilidade espacial dos mapas de NDVI foi considerada média para as datas 29/10/2015 e 08/12/2018 (CV = 18 e 19% respectivamente) e baixa (CV = 8,5%) para a data do período úmido, de acordo com os critérios de avaliação de Warrick & Nielsen (1980).



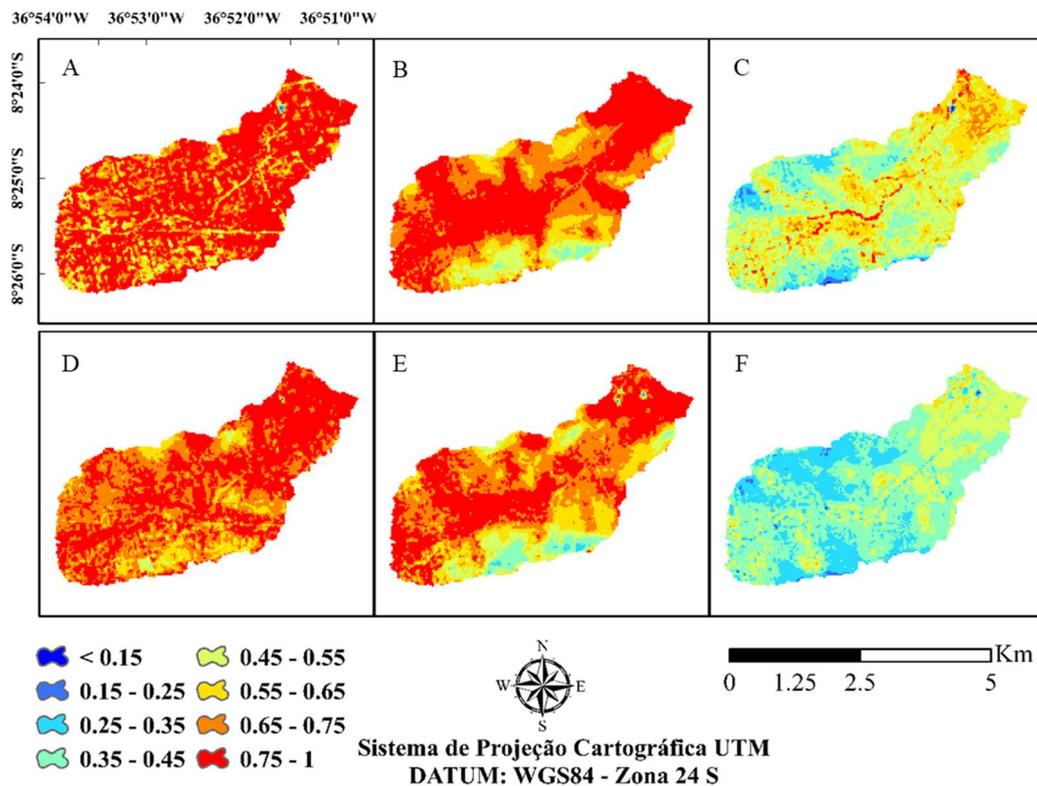
**Figura 7.** Mapa de distribuição espacial do NDVI para as datas 11/01/2014 (A), 29/10/2015 (B), 12/08/2016 (C), 04/02/2017 (D), 08/12/2018 (E) e 21/08/2019 (F).

Na Figura 8 são apresentados os mapas de distribuição espacial da temperatura da superfície. Observa-se que as temperaturas de superfície variaram entre 21 e 42 °C, com destaque para a Figura 8F (período úmido), que coincide com a estação inverno da região, apresentando maiores áreas com baixas temperaturas. Bezerra et al. (2014) ressaltam que além do regime de precipitação, a espacialização da  $T_s$  ocorre de forma semelhante à distribuição da vegetação.



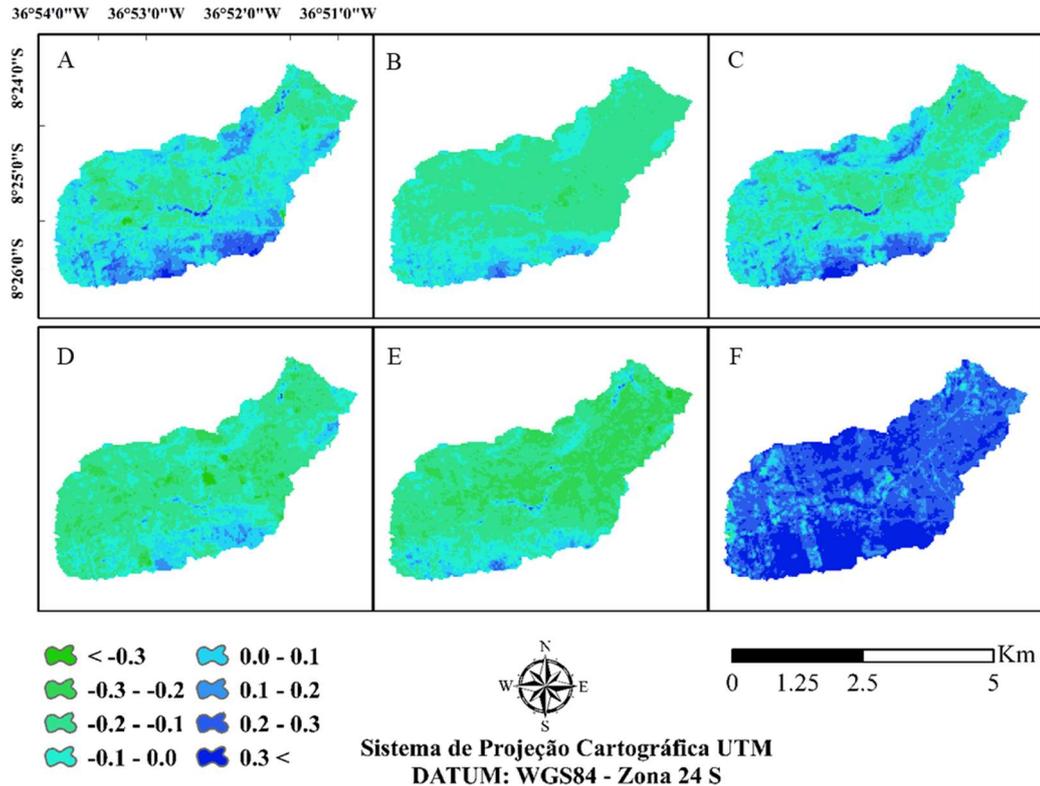
**Figura 8.** Mapa de distribuição espacial da temperatura da superfície para as datas de 11/01/2014 (A), 29/10/2015 (B), 12/08/2016 (C), 04/02/2017 (D), 08/12/2018 (E) e 21/08/2019 (F).

Na Figura 9 estão representados os mapas de TVDI. Observa-se significativa variabilidade temporal e espacial, principalmente na imagem do dia 21/08/2019 (Figura 9F), que apresentou a maior precipitação antecedente acumulada de 30 (183 mm) e 90 dias (351 mm), portanto, ressalta-se que a precipitação antecedente tem marcante influência no índice TVDI. Além disso, as áreas com elevados valores de TVDI predominam na região centro-sul da bacia, evidenciado principalmente no período seco.



**Figura 9.** Mapa de distribuição espacial do TVDI para as datas de 11/01/2014 (A), 29/10/2015 (B), 12/08/2016 (C), 04/02/2017 (D), 08/12/2018 (E) e 21/08/2019 (F).

A Figura 10 apresenta as imagens de NDWI para as datas de 29/10/2015 (B), 08/12/2018 (E) e 21/08/2019 (F). O NDWI variou entre -0,3 a valores superiores a 0,3. É notável a presença prioritária de números negativos de NDWI no período seco (Figuras 10B e 10E), que correspondem a um baixo valor de umidade. Já o período úmido (Figura 10F) apresentou maiores áreas com valores de NDWI positivos. Resultados semelhantes foram encontrados por Brito et al. (2017) ao estudarem o município de Petrolina/PE, onde o maior índice NDWI ocorreu no período chuvoso, em decorrência de maior intensidade pluviométrica na região.



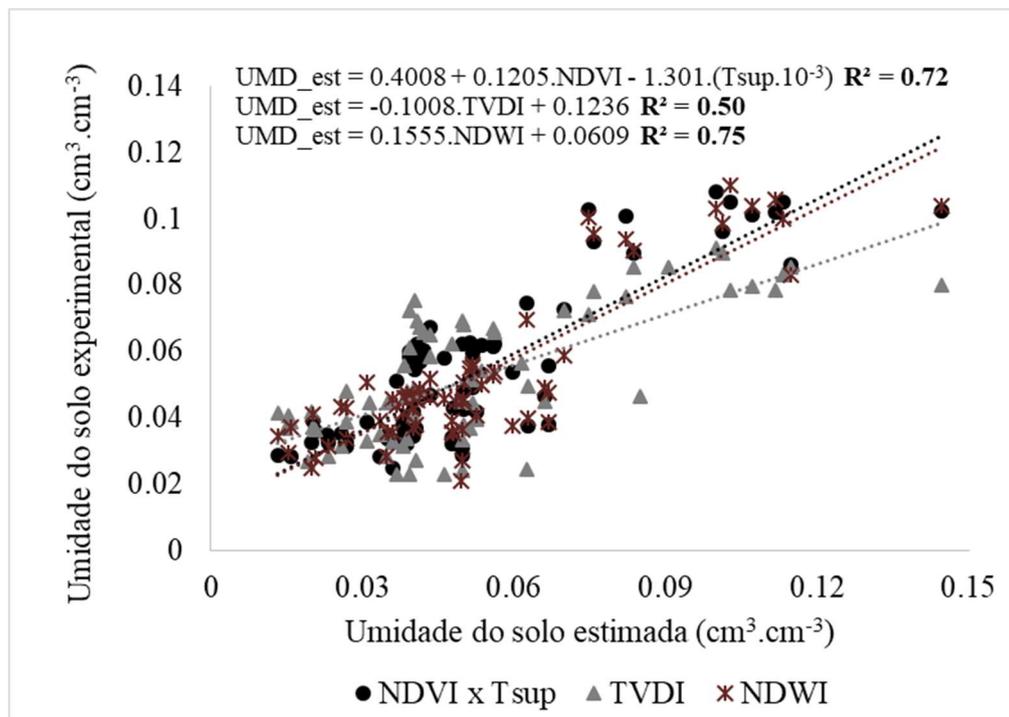
**Figura 10.** Mapa de distribuição espacial do NDWI para as datas 11/01/2014 (A), 29/10/2015 (B), 12/08/2016 (C), 04/02/2017 (D), 08/12/2018 (E) e 21/08/2019 (F).

É possível verificar na Figura 11 a correlação entre a umidade do solo medida no campo e a umidade do solo estimada a partir dos parâmetros biofísicos NDVI, temperatura da superfície, TVDI e NDWI. Para o modelo de regressão linear múltipla utilizando o NDVI e a temperatura da superfície, um valor de 0,72 foi verificado para o  $R^2$ . Além disso, foi obtido um RMSE de 0,02 e um PBIAS de 0,00, remetendo a um adequado e satisfatório ajuste do modelo. Também foi observado o valor de  $p$  de  $2,95 \times 10^{-19}$ , considerando dessa forma o modelo significativo ao nível de 0,01% de probabilidade.

Para os modelos de regressão linear simples, foram constatados valores de  $R^2$  de 0,50 utilizando o TVDI e de 0,75 tendo o NDWI como variável independente. O RMSE e PBIAS obtidos para os MLRS foram de 0,02 e 0,00, respectivamente, para ambos os modelos. Para os dois MRLS, os valores de  $p$  indicaram significância a nível de 0,01% de probabilidade. Costa (2017) obteve valor de  $R^2$  igual a 0,78 utilizando uma regressão múltipla polinomial para estimativa da umidade do solo a partir da temperatura de superfície normalizada e da fração da cobertura vegetal. Bezerra et al. (2013), realizando a estimativa da umidade de solo na zona radicular a partir de uma relação empírica dependente de dados de sensoriamento remoto, obtiveram valor de  $R^2$  de 0,84 entre os valores medidos e observados. Silva (2018),

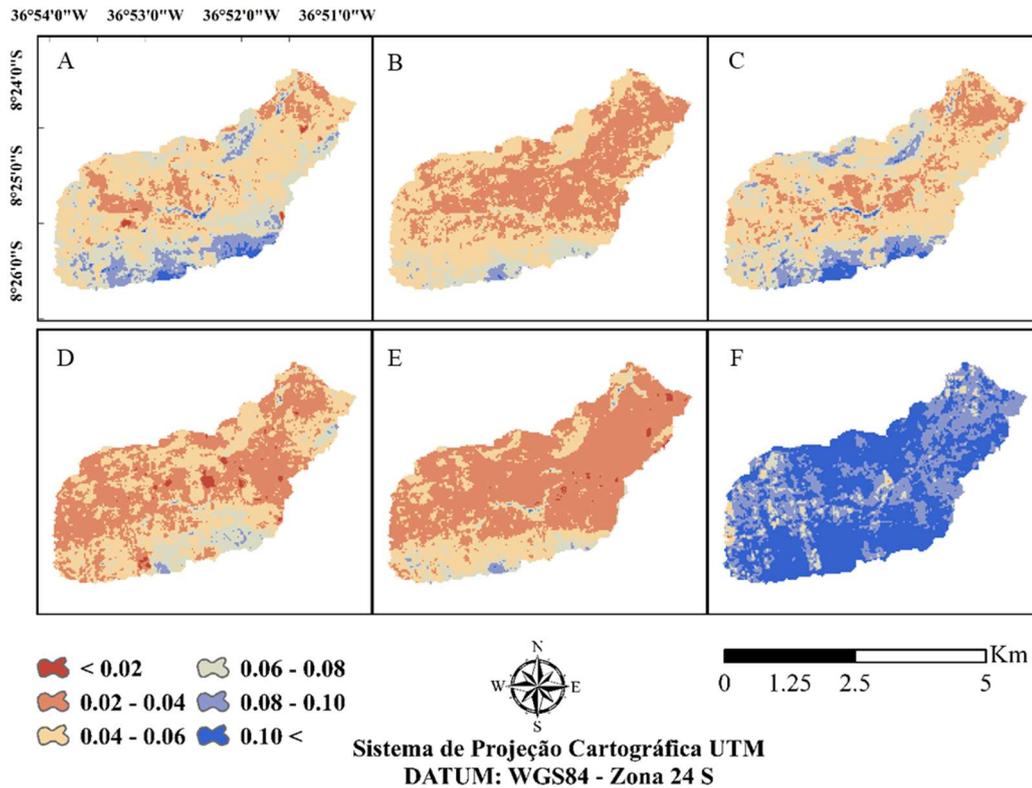
realizando estimativa da umidade do solo em diferentes profundidades a partir de uma regressão linear com o NDWI, em uma área de Caatinga, obteve valores de  $R^2$  de 0,64 nas profundidades de 0,10 e 0,20 m. Rahimzadeh-Bajgiran et al. (2012), aplicando os índices biofísicos, dentre eles o TVDI, para detecção do estresse hídrico em regiões semiáridas do Irã, verificaram relações significantes entre o TVDI e a umidade do solo na camada de 0 a 0,05 m de profundidade.

Em estudo de Souza et al. (2018), utilizando o satélite SMOS no Estado de Pernambuco, verificou-se que a performance dos dados de satélite para capturar a umidade do solo observada em campo foi satisfatória em todo o estado, em ambas as estações secas e úmidas, sendo as melhores correlações advindas da região Agreste, corroborando com o presente estudo. Os resultados apresentados neste estudo também apontam a adequada performance dos modelos de regressão na estimativa da umidade, a partir da avaliação das métricas estatísticas analisadas. Schirmbeck et al. (2017a) destacaram que parâmetros biofísicos, como o TVDI, têm se mostrado efetivos para o monitoramento do conteúdo de água no solo e podem ser utilizados para propósitos de monitoramento e práticas de manejo sustentáveis.



**Figura 11.** Gráfico de correlação entre a umidade do solo experimental e umidade do solo estimada, considerando os diferentes modelos de regressão.

Na Figura 12 são apresentados os mapas de distribuição da umidade do solo estimada a partir do MRLS utilizando o NDWI, o que melhor se ajustou para estimar a umidade do solo.



**Figura 12.** Mapa de distribuição espacial da umidade do solo estimada por regressão linear múltipla utilizando NDWI para as datas 11/01/2014 (A), 29/10/2015 (B), 12/08/2016 (C), 04/02/2017 (D), 08/12/2018 (E) e 21/08/2019 (F).

Montenegro et al. (2019), ao investigarem o comportamento da umidade do solo sob diferentes coberturas a partir de dados experimentais, constataram maiores umidades em áreas onde a Caatinga está presente, o que corrobora com os resultados deste estudo. Melo e Montenegro (2015) concluíram que há uma tendência de a umidade diminuir mais rapidamente nas áreas de pasto nos períodos secos, o que indica que na camada superficial há uma maior demanda dessa vegetação pela umidade do solo, além da maior exposição do solo favorecer a evaporação.

## CONCLUSÕES

Foi verificado que o NDVI e a temperatura da superfície representaram a dinâmica da vegetação da bacia experimental, sendo diretamente influenciados pela precipitação antecedente. A análise conjunta do NDVI e da Ts possibilitou estimar o TVDI para a bacia, a partir do triângulo universal, entretanto a análise conjunta pode provocar erros no processamento dos mapas, pelo fato da generalização dos limites definidos.

O TVDI permite estimar de maneira efetiva a condição hídrica de bacias hidrográficas, podendo ser relacionado com dados experimentais de umidade do solo, para possível validação em trabalhos futuros.

O uso do sensoriamento remoto possibilitou avaliar a condição hídrica em bacia experimental, podendo subsidiar procedimentos de modelagem hidrológica na região.

A modelagem de parâmetros biofísicos, acoplados com dados experimentais de umidade do solo, possibilitam o surgimento de novos modelos que podem ser utilizados em escala local para estimar a umidade do solo.

A disponibilidade de dados experimentais é essencial para geração de modelos com maior precisão, sendo dessa forma sugerido estudos utilizando dados experimentais com série temporal mais abrangente.

## REFERÊNCIAS

ALLEN, R. G.; TASUMI, M.; TREZZA, R.; BASTIAANSEN, W. G. M. SEBAL (Surface Energy Balance Algorithms for Land). **Advance Training and Users Manual – Idaho Implementation**, v. 1, 2002. 97 p.

ARAÚJO, D. C. S. **Dinâmica da umidade e variabilidade espacial de atributos físicos e químicos do solo em uma bacia experimental do semiárido pernambucano**, 112f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2016.

ARAÚJO, J.; MAMEDE, G.; LIMA, B. Hydrological Guidelines for Reservoir Operation to Enhance Water Governance: application to the brazilian semiarid region. **Water**, v. 10, n. 11, p. 1628, 2018. <http://dx.doi.org/10.3390/w10111628>.

BEZERRA, B. G.; SANTOS, C. A. C.; SILVA, B. B.; PEREZ-MARIN, A. M.; BEZERRA, M. V. C.; BEZERRA, J. R. C.; RAO, T. V. R. Estimation of soil moisture in the root-zone from remote sensing data. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 37, p. 596-603, 2013.

BEZERRA, J. M.; MOURA, G. B. A.; SILVA, B. B.; LOPES, P. M. O.; SILVA, E. F. F. Parâmetros biofísicos obtidos por sensoriamento remoto em região semiárida do estado do

Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 73-84, 2014.

BRITO, P.V.S., MORAIS, Y.C.B., FERREIRA, H.S., SILVA, J.F., GALVÍNCIO, J.D. Análise comparativa da umidade da vegetação de áreas de caatinga preservada, agricultura irrigada e sequeiro. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 2, n. 4, p. 493 – 498, 2017.

CASTRO, César Nunes. Sobre a agricultura irrigada no semiárido: uma análise histórica e atual de diferentes opções de política. **Texto para Discussão, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA)**, Brasília, n 2369, 2018.

COSTA, T A. **Estimativa da umidade do solo na região semiárida do Brasil pelo método do triângulo universal**. 111 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2017.

DU, L.; SONG, N.; LIU, K.; HOU, J.; HU, Y.; ZHU, Y.; WANG, X.; WANG, L.; GUO, Y. Comparison of Two Simulation Methods of the Temperature Vegetation Dryness Index (TVDI) for Drought Monitoring in Semi-Arid Regions of China. *Remote Sens.* 2017, 9, 177. <https://doi.org/10.3390/rs9020177>

FAMIGLIETTI, J. S.; CAZENAVE, A.; EICKER, A.; REAGER, J. T.; RODELL, M.; VELICOGNA, I. Satellites provide the big picture. **Science (New York, NY)**, v. 349, n. 6249, p. 684-685, 2015.

FERREIRA, P. S.; SOUZA, W. M.; SILVA, J. F.; GOMES, V. P. Variability Space-Time of Precipitation Trends in South Mesoregion Cearense and its Relationship with the Faults TSM. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 33, n. 1, p. 141-152, 2018.

FILGUEIRAS, R.; MANTOVANI, E. C.; ALTHOFF, D.; VENANCIO, L. P.; DA CUNHA, F. F. Condição de áreas irrigadas baseadas no espaço TS-NDVI E TVDI. **Anais do XIX Simpósio de Sensoriamento Remoto**. Anais (recurso eletrônico). Santos – SP, p. 1221-1224, 2017.

GAO, B. NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing Of Environment**, v. 58, n. 3, p. 257-266, 1996.

GUTIERRES, M. I.; NEVES, E. A importância do monitoramento da umidade do solo através de sensores para otimizar a irrigação nas culturas. **Enciclopédia Biosfera**, v. 18, n. 35, 2021.

MAFFRA, C. Q. T.; CENTENO, J. S. Estimativa da umidade do solo por meio de sensoriamento remoto e suas possíveis aplicações no estudo de deslizamentos de terra. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, n. 9, 2016.

MELO, R. O.; MONTENEGRO, A. A. A. Dinâmica temporal da umidade do solo em uma bacia hidrográfica no semiárido Pernambucano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 2, p. 430–441, 2015.

MONTENEGRO, A. A. A.; LOPES, I.; CARVALHO, A. A.; LIMA, J. L. M. P.; SOUZA, T. E. M. S.; ARAÚJO, H. L.; LINS, F. A. C.; ALMEIDA, T. A. B.; MONTENEGRO, H. G. L. A. Spatio temporal soilmoisture dynamics and runoff under diferente soil cover conditions in a semiarid representative basin in Brazil. **Advances in Geosciences.**, v. 48, p. 19–30, 2019.

MONTENEGRO, A. A. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L. Variabilidade espacial de classes de textura, salinidade e condutividade hidráulica de solos em planície aluvial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 1, p. 30-37, 2006.

OLIVEIRA, J. D. A.; MOURA, G. B. A.; NASCIMENTO, C. R.; LOPES, P. M. O.; NÓBREGA, R. S. Avaliação de degradação e mudanças ambientais na bacia hidrográfica do Alto Ipanema. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 35, n. 4, p.585-596, 2020.

OLIVEIRA, L. M. M. D., MONTENEGRO, S. M. G. L., ANTONINO, A. C. D., SILVA, B. B. D., MACHADO, C. C. C., & GALVÍNCIO, J. D. Análise quantitativa de parâmetros biofísicos de bacia hidrográfica obtidos por sensoriamento remoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, p. 1209-1217, 2012.

PAIVA, R. C. D.; RUHOFF, A. L. Desafios na estimativa do ciclo hidrológico terrestre por sensoriamento remoto. **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (22.: Florianópolis, 2017). Anais [recurso eletrônico]. [Porto Alegre: ABRH, 2017]**, 2017.

PENACHIO, S. M.; DE OLIVEIRA, S. A. S.; TAGLIARINI; F. D. S. N.; BARROS, A. C. Índices radiométricos para estimativa de umidade do solo. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 5, p. 29540-29549, 2020.

RAHIMZADEH-BAJGIRAN, P.; OMASA, K.; SHIMIZU, Y. Comparative evaluation of the Vegetation Dryness Index (VDI), the Temperature Vegetation Dryness Index (TVDI) and the improved TVDI (iTVDI) for water stress detection in semi-arid regions of Iran. **Isprs Journal Of Photogrammetry And Remote Sensing**, v. 68, p. 1-12, 2012.

SANTOS, T. E. M.; SILVA, D. D.; MONTENEGRO, A. A. A. Temporal Variability of Soil Water Content Under Different Surface Conditions in the Semiarid Region of the Pernambuco State. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 5, p. 1733-1741, 2010.

SCHIRMBECK, L. W.; FONTANA, D. C.; SCHIRMBECK, J.; BREMM, C. TVDI Obtido de Imagens OLI/TIRS e MODIS. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 34, n. 4, p. 573-583, 2019.

SCHIRMBECK, L. W.; FONTANA, D. C.; SCHIRMBECK, J.; MENGUE, V. P. Understanding TVDI as an index that expresses soil moisture. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing**, v. 7, n. 2, p. 82-90, 2017a.

SCHIRMBECK, L. W.; FONTANA, D. C.; SCHIRMBECK, J.; MENGUE, V. P. USO DO ÍNDICE TVDI E MODELO HAND PARA CARACTERIZAÇÃO DE CONDIÇÃO HÍDRICA. **Irriga**, v. 1, n. 1, p. 76-84, 2017b.

SILVA JUNIOR, V. P.; MONTENEGRO, A. A. A.; MELO, R. O. Temporal stability of soil moisture in an experimental watershed in the Pernambuco semiarid region. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 10, p. 880-885, 2016.

SILVA, R. A. **Modelagem da umidade do solo utilizando imagens de satélite para análise da variação do solo/vegetação em Floresta – PE**. 69 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Meteorologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2018.

**Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (22.: Florianópolis, 2017). Anais [recurso eletrônico]. [Porto Alegre: ABRH, 2017], 2017.**

SOUZA, A. G. S. S.; RIBEIRO NETO, A.; ROSSATO, L.; ALVALÁ, R. C. S.; SOUZA, L. L. Use of SMOS L3 soil moisture data: validation and drought assessment for Pernambuco State, Northeast Brazil. **Remote Sensing**, v. 10, p. 1 – 19, 2018.

SOUZA, J. C.; LOPES, E. R.; SOUSA, J. A.; PADOVANNI, N.; LOURENÇO, R. Dinâmica Espacial e Sazonal da Temperatura, Umidade e Estresse Hídrico em Diferentes Tipos de Cobertura Vegetal. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 37, p.80-94, 2019.

UNIYAL, B.; DIETRICH, J.; VASILAKOS, C.; TZORAKI, O. Evaluation of SWAT simulated soil moisture at catchment scale byfield measurements and Landsat derived indices. **Agricultural Water Management**, v. 193, p. 55–70, 2017.

## CAPÍTULO V – Considerações finais

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

1. O uso da variável umidade do solo é uma alternativa de relevância para modelagem hidrológica em bacias hidrográficas do semiárido, auxiliando na redução de incertezas principalmente quando há ausência de dados de vazão, o que é comum nas bacias hidrográficas da região.

2. A utilização do sensoriamento remoto tem alto potencial para subsidiar a modelagem hidrológica, possibilitando avaliar a dinâmica espaço-temporal da condição hídrica e da vegetação. Contudo é necessário haver uma adequação entre as resoluções espacial e temporal disponíveis. Verificou-se que as imagens Landsat 8 para estimar a umidade do solo pontualmente foram de grande valia, bem como que o uso de dados de Índice de Área Foliar provenientes de imagens MODIS (produto MOD15A), devido a sua resolução temporal, pode ser utilizada para melhorar a dinâmica de início e fim de estações de crescimento da vegetação na modelagem hidrológica. Entretanto, a inclusão da dinâmica espaço-temporal da vegetação ainda é um desafio para a modelagem hidrológica, principalmente quando se trata do Bioma Caatinga.

3. As projeções de impactos das mudanças climáticas nos processos hidrológicos permitem subsidiar o planejamento hídrico, a tomada de decisões, a otimização do uso da água e contribuir para a adoção de medidas que possam minimizar os efeitos críticos das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos da bacia do Jatobá.

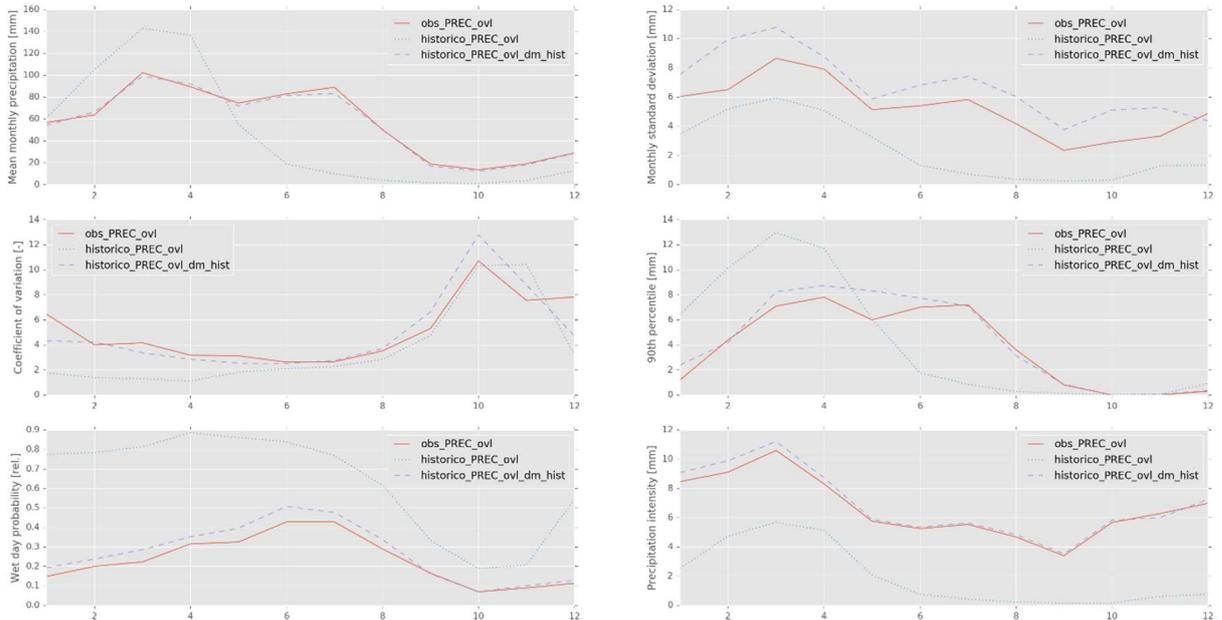
4. O reflorestamento em Áreas de Preservação Permanente permitiu um incremento na disponibilidade hídrica em microbacia do semiárido. Além do incremento da disponibilidade hídrica, o modelo previu reduções significativas de sedimentos, o que auxilia na conservação do solo, minimizando os riscos de desertificação. Dessa forma, é sugerido que trabalhos futuros utilizem de dados de produção de sedimentos para se obter melhores respostas quanto à sustentabilidade da região.

## **CONTRIBUIÇÕES CIENTÍFICAS E TECNOLÓGICAS**

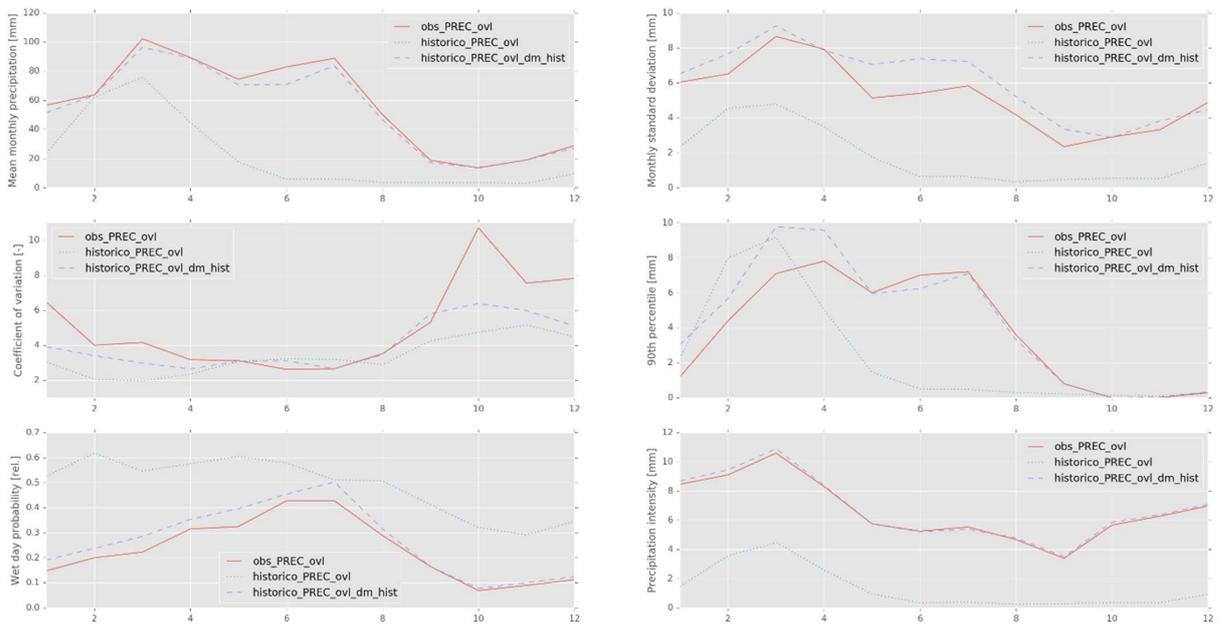
1. O presente trabalho contribui na ampliação de banco dados de umidade do solo, precipitação e vegetação incrementando as séries históricas para simulações hidrológicas em bacias experimentais do semiárido e trabalhos futuros.

2. O presente estudo subsidiou a elaboração do Projeto de Requalificação Ambiental do Alto Ipanema, a ser financiado pelo Comitê da bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, que tem como objetivo geral revitalizar as nascentes da bacia hidrográfica do Rio Ipanema, em particular na BERJ.

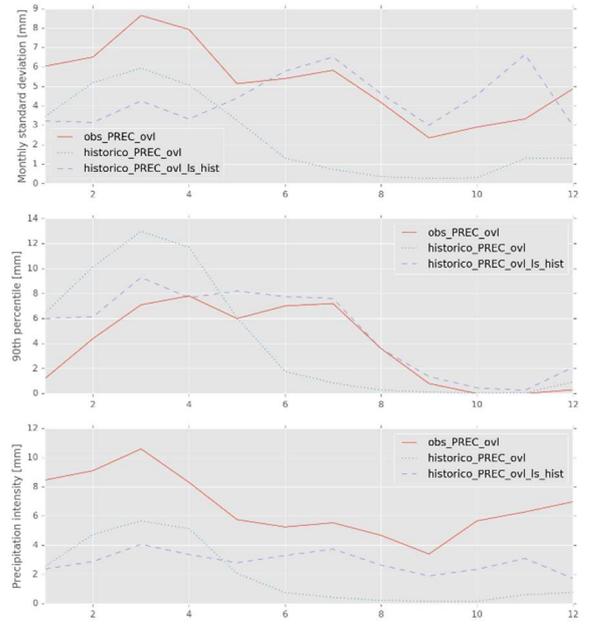
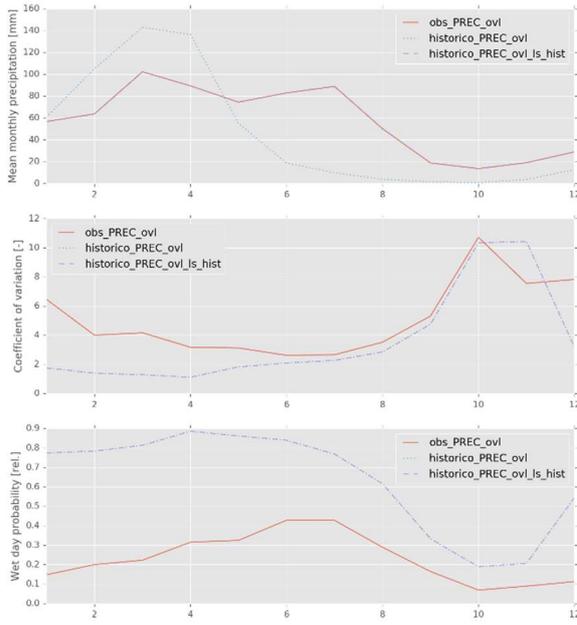
## ANEXOS



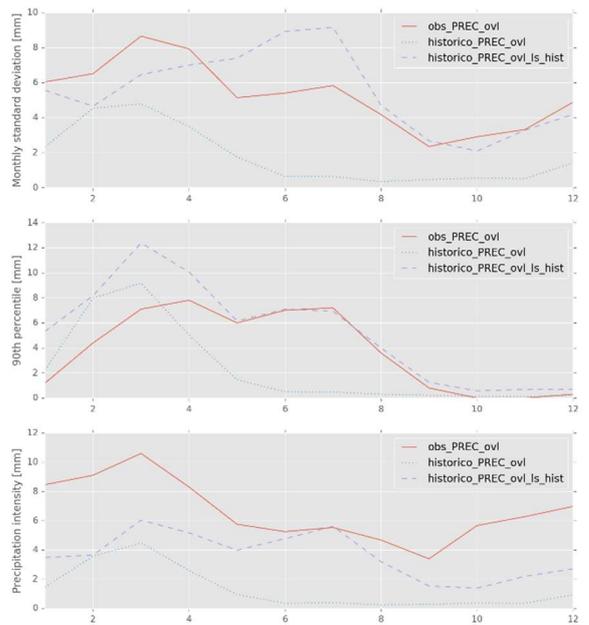
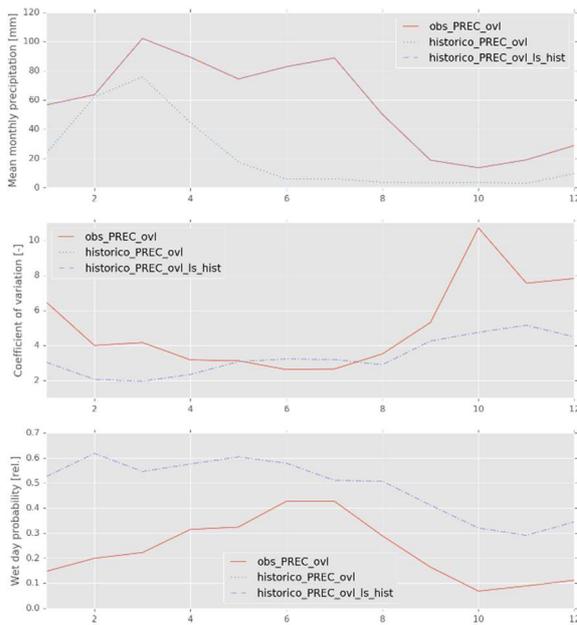
**Anexo 1.** Correção de tendência da precipitação utilizando o método DM para o modelo Eta-MIROC5.



**Anexo 2.** Correção de tendência da precipitação utilizando o método DM para o modelo Eta-HadGEM2-ES.



**Anexo 3.** Correção de tendência da precipitação utilizando o método LS para o modelo Eta-MIROC5.



**Anexo 4.** Correção de tendência da precipitação utilizando o método LS para o modelo Eta-HadGEM2-ES.

Projeto: Revitalização e hidrologia social na Bacia do Alto Ipanema  
Proponente: Prof. Abelardo A.A. Montenegro  
Órgão Financiador: Comitê da Bacia Hidrográfica do São Francisco

**SÍNTESE:** O projeto intitulado Revitalização e hidrologia social na Bacia do Alto Ipanema tem como objetivo geral Promover a revitalização das nascentes da bacia hidrográfica do rio Ipanema, Pernambuco, na região do Submédio São Francisco, no sentido de incrementar as recargas naturais, proteger os aluviões de rio, melhorar e conservar a sua qualidade ambiental de forma sustentável. As ações objetivam a melhoria do aproveitamento dos múltiplos usos com ganhos e benefícios de melhoria da quantidade e qualidade da água para a sociedade do entorno e a jusante das nascentes a serem recuperadas, em particular para a pequena agricultura irrigada de base familiar, bem como estabelecer bases ecossistêmicas para promover a agricultura de sequeiro sustentável. Dentre as demandas específicas estão a Recuperação, revegetação e proteção das nascentes do rio Ipanema, bem como a vegetação nativa na bacia; A recuperação mata ciliar em áreas de preservação permanente de margens do rio Ipanema, seus aluviões e afluentes. As atividades de diagnóstico do projeto foram iniciadas com a realização de uma reunião (Figura 1), no dia 26 de julho de 2021, entre os demandantes, o proponente, a coordenadora técnica da Agência Peixe Vivo (Agência de Bacia), um representante do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco e a equipe da ASL Consultoria, que ocorreu por meio de videoconferência.



**Figura 1.** Reunião de planejamento para elaboração dos Termos de Referência para execução do projeto de Revitalização e Recuperação Ambiental na Bacia do Alto Ipanema.

No dia 03 de agosto de 2021 ocorreu a visita de campo, com intuito de se averiguar e diagnosticar as áreas prioritárias a serem recuperadas, apresentadas pelo proponente e Equipe como objeto do Ato Convocatório que culminou na contratação destes serviços. Participaram da visita: Marcos Alves de Magalhães e Gabriel Freitas Lima representando a ASL Consultoria; os representantes da UFRPE Frederico Abraão Costa Lins e Thayná Almeida; além de representantes da Prefeitura Municipal de Pesqueira e atores locais (usuários de água, residentes, e agricultores familiares). Durante a visita técnica foram realizadas duas reuniões de alinhamento do corpo técnico mencionado acima com os representantes locais, sendo uma no Vale do Mimoso e uma na Bacia Experimental do Riacho Jatobá. Nesses encontros (Figura 2) foram discutidos os objetivos, condicionantes e limitações do projeto, assim como as prioridades dos demandantes, e a implantação de áreas de reflorestamento no entorno das principais nascentes.



**Figura 2.** Visita técnica na Bacia do Riacho Jatobá, na Comunidade Quilombola Negros do Osso, focando nas áreas de nascente.

Após as discussões chegou-se ao consenso, que entre as intervenções prioritárias na bacia estão o Cercamento e recomposição florestal de APP's das nascentes cadastradas no projeto existente, proposto pelo Laboratório de Água e Solo da UFRPE. Ao total foram identificadas 16 nascentes que foram cadastradas para proteção das APP's. Uma recuperação Florestal de 6,33 ha está prevista nas áreas cercadas ao entorno das nascentes.

