



**PRODUÇÃO DE ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA  
DO RIO URUCUIA**

**THOMAS RIETH CORRÊA**

**DISSERTAÇÃO MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**

**FACULDADE DE TECNOLOGIA**

**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**PRODUÇÃO DE ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO  
RIO URUCUIA**

**THOMAS RIETH CORRÊA**

**ORIENTADOR:**

**PROF. DR. ERALDO APARECIDO TRONDOLI MATRICARDI**

**BRASÍLIA – DF**

**SETEMBRO DE 2024**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**

**FACULDADE DE TECNOLOGIA**

**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**PRODUÇÃO DE ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO  
RIO URUCUIA**

**THOMAS RIETH CORRÊA**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE  
ENGENHARIA FLORESTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS  
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE.**

**APROVADA POR:**

---

**PROF. DR. ERALDO APARECIDO TRONDOLI  
MATRICARDI,  
Departamento de Engenharia Florestal (EFL/UnB)  
(ORIENTADOR)**

---

**PROF. DR. ALDICIR OSNI SCARIOT  
Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais (PG-EFL)**

---

**DRA. SOLANGE FILOSO  
University of Maryland Center for Environmental Science**

---

**DR. BEN HUR MARIMON JÚNIOR  
Universidade Estadual de Mato Grosso, Campus Nova  
Xavantina**

**BRASÍLIA/DF, 30 de setembro de 2024.**

# FICHA CATALOGRÁFICA

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

CC824p Corrêa, Thomas Rieth  
PRODUÇÃO DE ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO URUCUIA /  
Thomas Rieth Corrêa; orientador Eraldo Aparecido Trondoli  
Matricardi. -- Brasília, 2024.  
73 p.

Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) --  
Universidade de Brasília, 2024.

1. Recursos hídricos. 2. Balanço hídrico. 3. Serviços  
ecossistêmicos. 4. Evapotranspiração. 5. Modelo de produção  
de água anual. I. Matricardi, Eraldo Aparecido Trondoli,  
orient. II. Título.

## REFERÊNCIA

CORRÊA, T.R. (2024). Produção de água da bacia hidrográfica do rio Urucuia. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 73 p.

## CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Thomas Rieth Corrêa

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO:

Produção de água da bacia hidrográfica do rio Urucuia

GRAU / ANO: Mestre / 2024

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir a dissertação de mestrado e para emprestar ou vender somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

---

Thomas Rieth Corrêa

thomasriethcorrea2@gmail.com

Brasília/DF – Brasil

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, sou grato pelo processo do mestrado como um todo. Desde meu primeiro dia na UnB, andando encantado com a BCE, o ICC e o campus que eu apenas conhecia por fotos, às primeiras semanas, aprendendo a fazer tesourinhas e o que significa uma SQN, uma CLN ou um eixão, ao meio do curso, quando a insegurança e a saudade de casa nos tomam, até o dia de minha defesa de dissertação.

Dando nome aos sentimentos, sou grato à Universidade de Brasília e ao Departamento de Engenharia Florestal pela Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, pelo qual tive a oportunidade de me tornar mestre em Ciências Florestais. Agradeço também aos professores, tanto deste departamento quanto de outros, com os quais me encontrei em disciplinas e que em muito contribuíram para o resultado final de meu trabalho.

Agradeço em especial ao professor Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi, pela incrível convivência diária, pela compreensão que sempre demonstrou e pelos ensinamentos que contribuem além da esfera acadêmica. Agradeço também aos membros da banca, o Dr. Aldicir Osni Scariot e a Dr<sup>a</sup>. Solange Filoso, pelas contribuições com meu trabalho.

Agradeço aos tantos colegas de laboratório que tive nestes dois anos. Em especial, agradeço à Dr<sup>a</sup> Bianca, incrível pesquisadora que me ajudou imensamente em todo este processo, e a Evelyn, companhia inspiradora, pela amizade e pela leveza, fundamentais durante o curso. Agradeço aos amigos de Jataí, Alane, Brenda, Izabella e Sebastião, e de Goiânia, pela força dada mesmo que de longe. Sou grato também às pessoas que, mesmo momentaneamente, tornaram Brasília mais acolhedora, ou às que trouxeram mais leveza a algum momento específico do curso.

Agradeço a minha família pela compaixão, carinho e inspiração. A meu pai e minha mãe, professores muito além da sala de aula, pelos ensinamentos e apoio. A minha irmã, pela convivência, confiança e por quem nutro amizade incondicional. À Frida, companhia canina inigualável, e à Fiona, cãozinho por quem ainda me marejam os olhos em saudade, as quais não podem entender as razões, peço desculpas pelo afastamento em função deste curso, mas agradeço por todo amor que me deram quando pude estar com vocês.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida, essencial para a viabilidade do trabalho desenvolvido.

Agradeço ao Projeto EcoSipas, por abraçar minha ideia de estudo e por proporcionar uma convivência plural com diversos pesquisadores, infinitamente enriquecedora durante o tempo em que fiz parte do projeto.

## RESUMO

As mudanças climáticas e alterações do uso do solo são altamente capazes de interferir no balanço hídrico de uma bacia hidrográfica e, portanto, na produção de água e diversos outros SE associados. Para os cálculos de balanço hídrico são necessários dados climatológicos de precipitação e evapotranspiração, que podem conter falhas e dificultar a estimativa da produção de água. No presente trabalho, buscou-se construir ferramentas (scripts em python) para calcular a evapotranspiração de referência em situações de escassez de dados e preencher eventuais falhas das séries temporais de dados oriundos de estações climáticas. Complementarmente, avaliou-se o serviço ecossistêmico de produção de água na bacia hidrográfica do Rio Urucuia a partir do modelo *Annual Water Yield (AWY)*, InVEST. Os scripts foram capazes de preencher as falhas de dados climatológicos das estações com precisão, demonstrando serem ferramentas úteis para este fim. O modelo AWY teve desempenho insatisfatório para prever a vazão do rio Urucuia. Diferentes cenários de mudanças climáticas demonstram que a produção de água aumenta com maior precipitação e menor evapotranspiração, enquanto cenários de redução da cobertura de vegetação nativa do Cerrado não afetaram a produção de água na área de estudo devido à manutenção do potencial de evapotranspiração. Por outro lado, a vazão do rio Urucuia apresentou tendência significativa de queda ao longo do período de estudo, provavelmente associada ao aumento das áreas de agricultura irrigada.

**Palavras-chave:** Recursos hídricos; balanço hídrico; serviços ecossistêmicos; evapotranspiração; modelo Annual Water Yield (AWY).

## **ABSTRACT**

Climate change and land use changes can significantly affect the water balance of a watershed, and consequently, water yield and various other associated ES. In order to perform water balance calculations, climatological data on precipitation and evapotranspiration are necessary, which can be incomplete, hindering water yield estimation. In the present study, tools (Python scripts) were developed to calculate reference evapotranspiration in data-scarce situations and fill potential gaps in data series. Additionally, water yield in the Urucuia River basin was evaluated using the Annual Water Yield (AWY) model from InVEST. The scripts were able to accurately fill the climatological data gaps from the stations, proving to be useful tools for this purpose. However, the AWY model performed unsatisfactorily in predicting the Urucuia River flow. Different climate change scenarios demonstrated that water yield increases with higher precipitation and lower evapotranspiration, while scenarios with decreased native Cerrado vegetation cover did not affect water yield in the study area due to the maintenance of evapotranspiration potential. On the other hand, the Urucuia River flow showed a significant declining trend, likely associated with the expansion of irrigated agriculture areas.

**Keywords:** Water resources; water balance; ecosystem services; evapotranspiration; Annual Water Yield (AWY) model.



## SUMÁRIO

RESUMO .....	7
ABSTRACT .....	8
INTRODUÇÃO GERAL .....	8
CAPÍTULO 1: CÁLCULO DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO DE REFERÊNCIA PARA DADOS ESCASSOS E PREENCHIMENTO DE FALHAS EM PYTHON: UM ESTUDO DE CASO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO URUCUIA .....	11
1. INTRODUÇÃO .....	13
2. OBJETIVOS .....	15
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	16
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	23
5. CONCLUSÃO .....	29
CAPÍTULO 2: MODELAGEM DA PRODUÇÃO ANUAL DE ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO URUCUIA A PARTIR DO MODELO <i>ANNUAL WATER YIELD</i> , INVEST.....	30
1. INTRODUÇÃO .....	32
2. OBJETIVOS .....	34
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	35
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	43
5. CONCLUSÃO .....	50
OBSERVAÇÕES FINAIS .....	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	52
APÊNDICE .....	59

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO 1

Figura 1.1 - Localização da Sub-bacia Hidrográfica (SBH) do Rio Urucuia e estações meteorológicas (INMET) utilizadas.....	16
Figura 1.2 - Valores de ETO calculados por ambas as calculadoras .....	23
Figura 1.3 - Valores de ETO para dados observados e preenchidos .....	24
Figura 1.4 - ETO observada e estimada para os métodos de melhor adequação (PR, RLS e RLM) e sua distribuição de resíduos.....	25
Figura 1.5 - Comparação sazonal e anual para ETO observada e estimada para cada método de preenchimento e estação meteorológica. Buritis np = dados coletados via NASA/POWER para a localização da estação de Buritis .....	26

### CAPÍTULO 2

Figura 2.1- Localização da bacia hidrográfica do Rio São Urucuia, suas sub-bacias e estações pluviométricas e fluviométricas (ANA) utilizadas. Modelo Digital de Elevação (MDE): ANADEM .....	35
Figura 2.2 - Vazões estimadas para os diferentes cenários. Ppmax: máxima precipitação (1992); ppmed: precipitação média (1999); ppmin: mínima precipitação (2015); etomax: máxima ETO (1992); etomed: ETO média (2003); ppmin: ETO mínima (2015). .....	43
Figura 2.3 - Vazão estimada para cenários de uso e cobertura do solo e cobertura de vegetação nativa. ....	44
Figura 2.4 - Principais alterações de uso do solo e de $k_c$ de 1991 para 2020.....	44
Figura 2.5 - Variação temporal das variáveis analisadas quanto à tendência.....	46
Figura 2. 6 - Média da produção anual de água (AWY) da bacia hidrográfica do rio Urucuia de água para cada 5 anos .....	48
Figura 2. 7 - Médias das precipitações anuais para cada cinco anos da bacia hidrográfica do rio Urucuia.....	64
Figura 2. 8 - Médias das evapotranspirações de referência anuais para cada cinco anos da bacia hidrográfica do rio Urucuia.....	65
Figura 2. 9 - Uso do solo da bacia hidrográfica do rio Urucuia a cada cinco anos.....	66

## **LISTA DE TABELAS**

### **CAPÍTULO 1**

Tabela 1.1 - Classificação dos avaliadores $r$ e $CE$ .....	20
Tabela 1.2 - Estações meteorológicas utilizadas .....	22
Tabela 1.3 - ETO e avaliadores de similaridade entre ETO_calc.py e ETCalc.....	23
Tabela 1.4 - ETO das estações meteorológicas antes do preenchimento .....	24
Tabela 1.5 - ETO e avaliadores dos métodos de preenchimento.....	25

### **CAPÍTULO 2**

Tabela 2.1 - Dados de entrada do modelo AWY .....	38
Tabela 2.2 - Profundidade de raízes e $k_c$ por classe de uso do solo.....	39
Tabela 2.3 - Avaliação da performance do modelo segundo os diferentes avaliadores .....	41
Tabela 2.4 - Cenários testados conforme as entradas do modelo.....	42
Tabela 2.5 - Avaliadores da eficiência do modelo.....	43
Tabela 2.6 - Resultados da análise de tendência .....	46

### **APÊNDICE**

Tabela A - Valores observados para Evapotranspiração de Referência (ETO) e Precipitação para a série temporal de 1991 a 2020.....	60
Tabela B - Alterações de uso do solo na área de estudo para o primeiro e o último ano da série temporal.....	60

## **LISTA DE EQUAÇÕES**

### **CAPÍTULO 1**

Equação 1.1 .....	17
Equação 1.2 .....	18
Equação 1.3 .....	18
Equação 1.4 .....	18
Equação 1.5 .....	18
Equação 1.6 .....	19
Equação 1.7 .....	19
Equação 1.8 .....	19
Equação 1.9 .....	19
Equação 1.10 .....	19
Equação 1.11 .....	19
Equação 1.12 .....	19
Equação 1.13 .....	19

### **CAPÍTULO 2**

Equação 2.1 .....	36
Equação 2.2 .....	37
Equação 2.3 .....	37
Equação 2.4 .....	37
Equação 2.5 .....	40

## INTRODUÇÃO GERAL

Serviços ecossistêmicos (SE) e sustentabilidade são conceitos intimamente conectados. Assumindo SE como bens e benefícios que os seres humanos obtêm dos ecossistemas e sustentabilidade como um estado ideal capaz de conciliar necessidades humanas atuais e futuras dentro de limites ecológicos, nota-se que o conhecimento dos SE é ponto chave para compreender os potenciais recursos exploráveis para explorá-los dentro de limites sustentáveis (MEA, 2005; Schröter et al., 2017). Essa visão, compartilhada por outros autores, destaca sempre a geração de bem-estar humano como o objetivo final dos SE (Boyd; Banzhaf, 2007), que remete a uma abordagem utilitarista do meio ambiente (Muradian; Gómez-Baggethun, 2021). Ainda assim, o termo “serviços ecossistêmicos” é o mais utilizado para se referir a este contexto, podendo superar a visão utilitarista quando o foco de sua aplicação é a sustentabilidade, ou seja, quando se reconhece as necessidades futuras e os limites ecológicos no trato de SE (Schröter et al., 2017).

Os SE podem ser classificados em serviços de provisão, regulação, culturais e de suporte (MEA, 2005). Os recursos hídricos, por sua vez, podem ser abordados sob a ótica dos SE, podendo encaixar-se em qualquer uma das classes, sendo que sua modelagem permite fundamentar o planejamento dos recursos hídricos (Grizzetti et al., 2016). Esta modelagem pode se dar em termos de quantidade ou de qualidade, porém quando se trata da qualidade da água, há a necessidade de entrada de dados mais complexos, como nível de saneamento e quais são os poluentes liberados (Ejigu, 2021; Haines-Young; Potschin, 2018).

Em termos quantitativos, fala-se em produção de água, cuja modelagem se baseia no balanço hídrico dentro dos limites de uma bacia hidrográfica (Fenicia; McDonnel, 2022). Respeitando as leis de conservação de massa, a precipitação seria considerada a única entrada de água no sistema, enquanto a evapotranspiração, os escoamentos superficial e subterrâneo e o conteúdo de água do solo seriam os destinos do fluxo de água (Casagrande et al., 2021; Lyu et al., 2022). Neste sentido, uma abordagem para modelar, simplificada, a produção de água de uma bacia hidrográfica, seria adotá-la como a parcela de água que não deixou a área pela via da evapotranspiração, resultando em escoamento, que pode ser medido pela vazão do rio no exultório da bacia (Lyu et al., 2022).

Dessa forma, mudanças climáticas e alterações do uso do solo são altamente capazes de interferir no balanço hídrico de uma bacia hidrográfica e, portanto, na produção de água e em diversos SE associados (Hasan et al., 2020; Khan et al., 2023). Ademais, o aumento de temperatura e a redução dos níveis de precipitação observados nas últimas décadas

significam, ao mesmo tempo, redução da entrada de água e aumento da saída de água no sistema, ou seja, há um cenário de tendência à diminuição da produção de água (Fenicia; McDonnel, 2022; Hofmann et al., 2021). Aliado a isso, a troca da vegetação nativa do Cerrado por usos alternativos do solo também traz impactos à evapotranspiração, podendo aumentá-la ou diminuí-la, a depender do potencial de evapotranspiração da vegetação instalada no lugar da vegetação nativa (Allen et al., 1998).

No entanto, para os cálculos de balanço hídrico, fazem-se necessários os dados climatológicos de precipitação e evapotranspiração. Estes dados podem ser acessados a partir de quatro tipos de fonte de dados: diretamente de estações físicas, da interpolação de diferentes estações físicas, de modelos numéricos ou de dados estimados a partir de imagens de satélites (Duarte; Sentelhas, 2020). Porém, situações de escassez de dados podem dificultar a estimativa da produção de água. A escassez de dados de estações físicas pode ser devida à falta de estações na área de interesse ou a falhas nas séries temporais das estações (Brubacher; Oliveira; Guasselli, 2020; Radchenko et al., 2014). Dados estimados a partir de imagens de satélites geralmente têm cobertura global e podem ser uma fonte alternativa de dados para evitar ambas as situações de escassez, a depender da resolução espacial (Duarte; Sentelhas, 2020; Giovanella et al., 2021).

Dentre as estações físicas, destacam-se as estações meteorológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e as estações pluviométricas da Agência Nacional de Águas (ANA), que possibilitam o acesso a dados de evapotranspiração e precipitação. Já dentre os dados de satélites, destacam-se, por exemplo, as iniciativas NASA/POWER, ERA5 (a nível global) e DailyGridded (cobrindo todo o território brasileiro), que entregam dados de diferentes variáveis meteorológicas (Duarte; Sentelhas, 2020; Kretz et al., 2021; Xavier; King; Scanlon, 2016). Além destes, destacam-se também dados do sensor MODIS (a bordo do satélite TERRA), específico para evapotranspiração potencial (Mu; Zhao; Running, 2005), e a base de dados CHIRPS, que reúne diferentes fontes de imagens para a estimativa da precipitação a nível global (Katsanos; Retalis; Michaelides, 2016).

No entanto, mesmo com a diversidade de fontes de dados, algumas limitações ainda podem ser encontradas, como disponibilidade de séries temporais completas ou preenchimento de eventuais falhas na coleta de dados, no caso de estações meteorológicas físicas. No presente trabalho, buscou-se desenvolver ferramentas semiautomatizadas (scripts em python) para auxiliar no processamento e produção de dados meteorológicos necessários para estudos diversos, incluindo estimativas de produção de água. Utilizou-se como área de estudo a bacia hidrográfica do rio Urucua, caracterizada por escassez de estações

climatológicas e pelo intenso processo de ocupação e mudanças da cobertura da terra que, aliados aos efeitos das mudanças climáticas, podem ter afetado significativamente a produção de água na região de estudo.

Neste contexto, buscou-se também avaliar o serviço ecossistêmico de produção de água na bacia hidrográfica do Rio Urucua, tendo as seguintes questões científicas norteadoras deste estudo: Qual a relação da variação da vazão do rio Urucua com a evapotranspiração, a precipitação e as mudanças do uso e cobertura da terra na região de estudo? Qual a variação espaço-temporal da produção de água na área da bacia do rio Urucua entre 1991 e 2020? O que mais afetou a produção de água na área e período de estudo?

# **CAPÍTULO 1: CÁLCULO DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO DE REFERÊNCIA PARA DADOS ESCASSOS E PREENCHIMENTO DE FALHAS EM PYTHON: UM ESTUDO DE CASO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO URUCUIA**

## **RESUMO**

Apesar das várias iniciativas existentes para obter dados de evapotranspiração, isso continua sendo um desafio quando se lida com dados escassos, especialmente quando contém falhas na coleta, dificultando ou impossibilitando a construção de séries contínuas de dados climatológicos. No presente estudo, buscou-se desenvolver sistemas semiautomatizados (scripts em Python) para calcular a evapotranspiração de referência e preencher vazios, causados por falha na coleta de dados, de séries temporais na bacia do rio Urucuiá. O primeiro script (aqui denominado ETO\_calc.py) permitiu calcular a evapotranspiração com alta acurácia, tanto pelo método de Penman-Monteith, adaptando-o de acordo com a disponibilidade de dados do usuário, quanto pelo método de Hargreaves-Samani. O segundo script (denominado Filling\_gaps.py) permitiu preencher lacunas de dados climatológicos usando dados de estações vizinhas, avaliando a adequação do preenchimento para cada caso. O primeiro script foi testado comparando os dados gerados por ele com o calculador online 'ETCalc', enquanto o segundo foi testado preenchendo os dados de uma estação a partir de cinco estações vizinhas, comparando os dados originais com os dados preenchidos. Os resultados de saída do primeiro script foram praticamente idênticos aos dados gerados pela calculadora online, usados para comparação. Isto confirmou a adequação e acurácia da estimativa feita pelo modelo ETO\_calc.py. Quanto ao segundo script, o método de ponderação regional e os métodos de regressão linear e múltipla apresentaram melhores resultados no preenchimento de falhas da estação climatológica principal. Isso se deve ao melhor ajuste à variação histórica dos dados em comparação com os outros métodos testados. Os resultados deste estudo permitem concluir que ambos os scripts são ferramentas adequadas e capazes de estimar dados de evapotranspiração e preencher eventuais falhas na coleta de séries temporais com alta acurácia.

**Palavras-chave:** Evapotranspiração de referência; dados escassos; preenchimento de falhas; Python.



## **ABSTRACT**

Despite the several existing initiatives to obtain evapotranspiration data, this remains a challenge when dealing with scarce data, especially when it is coupled with gaps, which can hinder obtaining a continuous data series. In the present study, the aim was to develop semi-automated systems (Python scripts) to calculate reference evapotranspiration and fill in gaps caused by data collection failures for the Urucuia River basin. The first script (named ETO\_calc.py) was able to calculate evapotranspiration with high accuracy, both by the Penman-Monteith method, adapting it according to user's data availability, and by the Hargreaves-Samani method. The second script (named Filling\_gaps.py) was able to fill in climatological data gaps based on input from neighboring stations, assessing the suitability of the filling for each case. The first script was tested by comparing the data it generated with the online calculator 'ETCalc', while the second was tested by filling in data for a using data from five neighboring stations, comparing the original data with the filled data. The output of the first script was virtually identical to the online calculator used for comparison. As for the second script, the regional weighting method and both linear and multiple regression methods showed better results in filling gaps in the main climatological station's data. This is due to their better fit to the historical data variation when compared to the other tested methods. The results allow us to conclude that both scripts are suitable tools capable of estimating evapotranspiration data and filling potential gaps in time series data collection with high accuracy.

**Keywords:** Reference evapotranspiration; scarce data; filling gaps; Python.

## 1. INTRODUÇÃO

A evapotranspiração (ET) é um fenômeno físico que representa a combinação da perda de água do solo ou de plantas para a atmosfera (evaporação) e a perda de água de plantas (transpiração) (Wanniarachchi; Sarukkalige, 2022). Assim, no balanço hídrico, representa o total de água que flui da superfície à atmosfera, ou seja, o inverso da precipitação. Portanto, a grandeza depende tanto de variáveis atmosféricas (umidade do ar, temperatura do ar, velocidade do vento, etc.) quanto da superfície evaporante ou transpirante. O máximo potencial deste fenômeno é chamado de evapotranspiração potencial (ETP), que ocorre sob circunstâncias ideais, enquanto a evapotranspiração real (ETR) representa a grandeza associada às suas limitações físicas e biológicas, sendo então menor que a ETP (Peng et al., 2019).

Há ainda a evapotranspiração de referência (ETO). Como o fenômeno é altamente influenciado pelas características de vegetação e solo, a evapotranspiração de referência foi definida para representar o quantitativo de água perdido para a atmosfera por uma vegetação padrão a partir de um modelo, função para a qual a FAO definiu como padrão a grama e o método de Penman-Monteith (Allen et al., 1998). Assim, uma vez que se calcula ET para uma condição específica de vegetação (ETO), é possível usar um fator para convertê-la para outras vegetações, o chamado “coeficiente de cultura” ( $K_c$ ) (Allen et al., 1998). Isso fez com que, por mais que ET possa ser medida diretamente, por lisímetros ou pelo método de ‘covariância de vórtices turbulentos’, a estimação da ETO por meio de outras variáveis meteorológicas seja mais comum (Lai et al., 2023).

Dada a importância de se obter valores de ET, diversas iniciativas foram desenvolvidas. Algumas delas funcionam como banco de dados que fornecem valores já calculados. O Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) disponibiliza valores de ETP mensal para suas estações meteorológicas automáticas, ao passo que mantém também a ferramenta SISDAGRO, com estimativas de ETO para todas suas estações meteorológicas a partir de 2016. Há também iniciativas que disponibilizam dados de ET a nível global estimadas a partir de imagens de satélite, como o projeto ‘MODIS PET’, que o faz a partir do sensor MODIS, a bordo do satélite TERRA, com dados disponíveis a partir de 2001.

Outras iniciativas também permitem o cálculo a partir da entrada de dados do usuário. É o caso de ‘Cropwat’, desenvolvida pela FAO ainda em 1992 para o cálculo de ETO e ‘REF-ET’, desenvolvida na universidade de Idaho. Outros softwares semelhantes foram desenvolvidos nos anos seguintes, como o software ‘ETO’ (Gocic; Trajkovic, 2010), o

‘IrrigaSertão’ (Rodrigues et al., 2021), além da ferramenta online ETCalc (Danielescu, 2023). Iniciativas mais recentes vêm fazendo uso de linguagens de programação como Python para tornar o processo menos manual e permitir o cálculo mais rápido e versátil da ETO, como os pacotes ‘pyet’ (Vremec; Collenteur; Birk, 2021) e ‘pyfao56’ (Thorp, 2022).

No entanto, os métodos citados até aqui podem possuir algumas limitações. Se por um lado, bancos de dados podem possuir limitações na disponibilidade de dados diários ou de séries temporais mais antigas, por outro lado softwares de estimação de ET podem pecar pela não adequação a uma base de dados com falhas ou na agilidade das ações para o usuário.

Entretanto, qualquer seja o método de estimação da ET, é necessário ter dados contínuos para obter uma série temporal e, dessa forma, a ocorrência de falhas em grande quantidade ou muito concentradas pode inviabilizar o cálculo da ET (Melton et al., 2022). Isso pode ser um problema quando se usa dados de estações meteorológicas físicas, já que registros de lacunas nas séries de dados são comuns (Brubacher; Oliveira; Guasselli, 2020). Estima-se que as estações meteorológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) contenham por volta de 9% de lacunas nas suas séries temporais (Machado et al., 2019), enquanto para a Agência Nacional de Águas (ANA) há registros de 7% de lacunas em estações pluviométricas no bioma Cerrado (Salmona et al., 2023).

Para contornar isso, pode-se fazer o preenchimento das lacunas encontradas. Para o cálculo de ET, por exemplo, diversas abordagens podem ser seguidas quando os dados não estão plenamente disponíveis, como preencher cada entrada do modelo com valores padrão ou estimativas alternativas, ou preencher a saída do modelo a partir do resultado da estimação em estações vizinhas (Allen et al., 1998; Giovanella et al., 2021). No entanto, a maioria dos estudos sobre preenchimento de dados focam em dados medidos diretamente das estações, como temperatura e precipitação e não em dados estimados como a ET (Giovanella et al., 2021).

No presente estudo, buscou-se desenvolver e testar scripts em linguagem Python para calcular os valores de ETO e lidar com dados ausentes resultantes das frequentes falhas na coleta de dados, preenchendo-os na entrada ou na saída e aplicá-los a uma área de interesse.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.2. OBJETIVO GERAL**

Desenvolver e testar scripts em Python capazes de estimar ETO em situações de escassez ou falha na coleta de dados e suprir falhas a partir de dados de estações vizinhas.

### **2.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Desenvolver modelos semiautomáticos em linguagem Python para calcular a ETO na bacia do rio Urucuia;
- Testar e validar o preenchimento de dados de ETO para a sub-bacia hidrográfica do Rio Urucuia, bioma Cerrado;

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.2. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo envolveu a sub-bacia hidrográfica (SBH) do Rio Urucuia, que é um importante afluente do rio São Francisco, fazendo parte do chamado Médio São Francisco. O rio Urucuia é considerado um rio de 6ª ordem pela classificação de Strahler (CBH rio Urucuia, 2014), responsável por 10% da vazão e 18% da carga de sedimentos do rio São Francisco. Abrangendo cerca de 25 mil quilômetros quadrados, corresponde a aproximadamente 10% da área da bacia hidrográfica do Rio São Francisco (CODEVASF, 2002; Oliveira Filho, 2020). A Fig. 1.1 apresenta o mapa de localização da área de estudo.

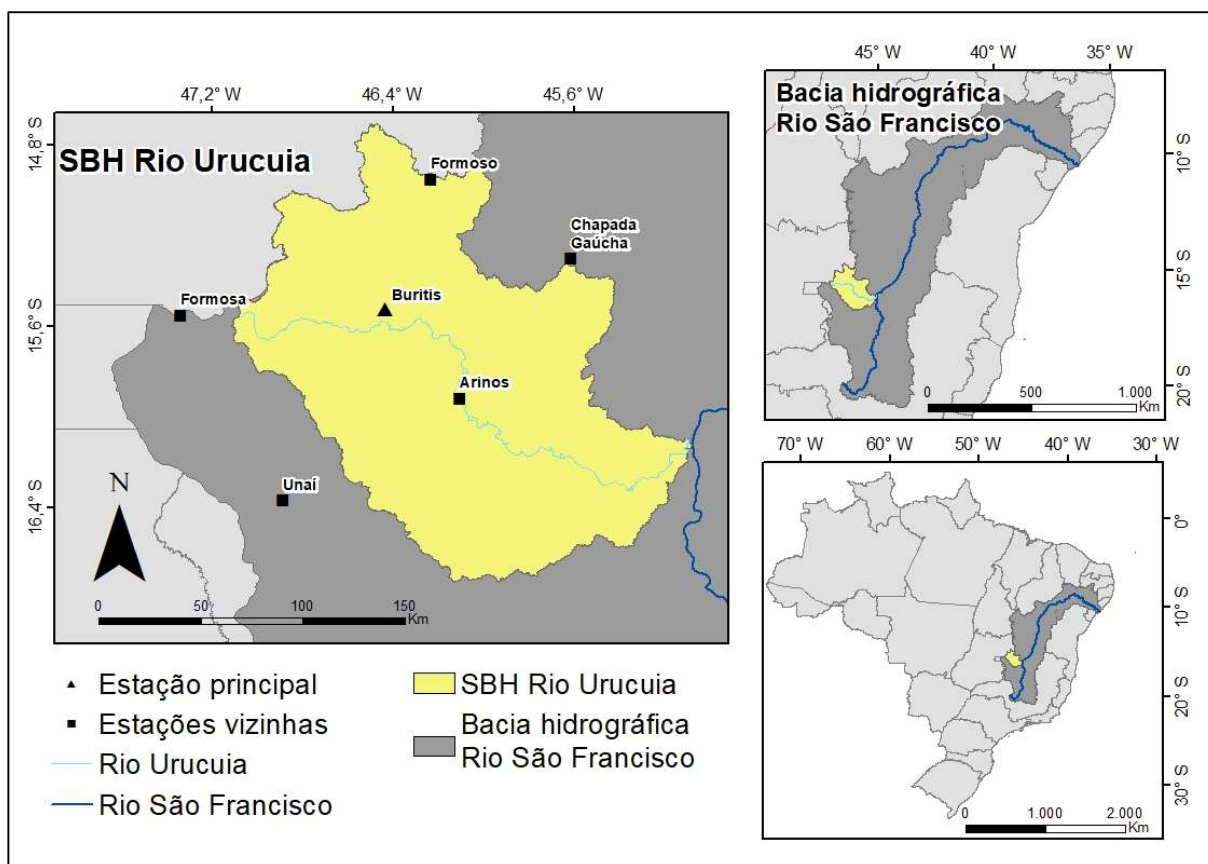


Figura 1.1 - Localização da Sub-bacia Hidrográfica (SBH) do Rio Urucuia e estações meteorológicas (INMET) utilizadas

Ao todo, a bacia engloba doze municípios, porém quatro deles com sede fora de seu perímetro. No censo de 2010, esses doze municípios possuíam, conjuntamente, uma população de 189.124 habitantes, sendo que 67,7% habitavam zonas urbanas, enquanto a estimativa de 2019 do IBGE apontou para uma população de cerca de 207 mil habitantes (Oliveira Filho, 2020). No entanto, o município de Unai, o mais populoso dentre eles, tem sua sede fora da área da sub-bacia, e, assim, dentro do perímetro da área de estudo, destacam-se como mais populosos os municípios de Buritis e Arinos (Oliveira Filho, 2020).

A área de estudo está inserida no domínio geográfico do Cerrado. O clima característico da região é do tipo Aw segundo a classificação de Köppen-Geiger (Alvares et al., 2013). As normais climatológicas calculadas pelo INMET para estações dentro do perímetro da bacia registram valores de precipitação anual entre 1000 e 1300 mm, e valores de temperatura média anual entre 23 e 25°C. As classes de solo na região são Latossolo, Neossolo, Argissolo e Cambissolo (Mata et al., 2007). O relevo da bacia apresenta entre 444 e 1.076 m de altitude em relação ao nível do mar, enquanto a inclinação média das sub-bacias varia de 2,59 a 8,54% (CBH rio Urucuaia, 2014).

Em termos de uso e ocupação do solo, destaca-se o uso agropecuário e os remanescentes de vegetação nativa. A agropecuária ocupa, atualmente, 41% da área da bacia hidrográfica, sendo as pastagens mais representativas que a agricultura, enquanto formações florestais e savânicas ocupam 43%, sendo a savana amplamente mais representativa, e formações naturais não florestais ocupam 15% (MAPBIOMAS, 2022). As principais culturas são soja, milho, feijão, sorgo e cana de açúcar, além de registros de produção de café e cítricos (IBGE, 2021; MAPBIOMAS, 2022).

### 3.3. CÁLCULO DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO DE REFERÊNCIA (ETO)

#### 3.3.1. MÉTODO DE PENMAN-MONTEITH

O método de Penman-Monethith (P-M) calcula a ETO para uma situação padronizada de altura da vegetação fixada em 120 cm, resistência do dossel fixada em 70 s/m e albedo fixado em 0,23 e é o método recomendado pela FAO (Allen et al., 1998). Nele, a ETO é estimada por:

$$ETO = \frac{0.408 * \Delta(R_n - G) + \frac{\gamma * C_n * U_2(e_s - e_a)}{T + 273}}{\Delta + \gamma(1 + C_d * U_2)} \quad \text{Equação 1.1}$$

Onde: ETO = Evapotranspiração de Referência (mm/dia);  $\Delta$  = Declividade da curva de pressão de vapor em relação à temperatura (kPa/°C);  $R_n$  = Saldo de radiação diário (MJ/m<sup>2</sup>/dia);  $G$  = Fluxo total diário de calor no solo (MJ/m<sup>2</sup>/dia);  $\gamma$  = Coeficiente psicrométrico (kPa/°C);  $C_n$  = constante da cultura de referência, por padrão 900;  $U_2$  = Velocidade do vento a 2 m de altura (m/s<sup>2</sup>);  $e_s$  = Pressão de saturação do vapor (kPa);  $e_a$  = Pressão real de vapor (kPa);  $T$  = temperatura média do ar (°C) e;  $C_d$  = constante da cultura de referência, por padrão 0,34.

Nem todas as variáveis exigidas pelo método P-M estão prontamente disponíveis nos bancos de dados de estações meteorológicas e precisam, portanto, ser estimadas. Além disso, quando disponíveis com falhas, algumas variáveis de entrada podem, por vezes, ser

substituídas para evitar ou minimizar falhas na saída do modelo (preenchimento na entrada). As equações usadas para este propósito e o passo a passo das estratégias adotadas para minimizar falhas estão dispostas no guia do usuário do script de cálculo da ETO (Apêndice – Link 1)

### 3.3.2. MÉTODO DE HARGREAVES-SAMANI

O método de Hargreaves-Samani (H-S) foi desenvolvido para estimar a ETO em situações de baixa disponibilidade de dados, exigindo somente temperaturas máxima, mínima e média como entrada (Hargreaves; Hargreaves; Riley, 1985). Nele, a ETO é dada por:

$$ETO = \alpha * 0.408 * R_a (Tmax - Tmin)^\beta * (T + 17.8) \quad \text{Equação 1.2}$$

Onde: ETO = Evapotranspiração de Referência (mm/dia); Ra = Radiação solar no topo da atmosfera (MJ/m<sup>2</sup>/dia), multiplicada por 0,408 para se obter a equivalente em mm/dia (ALLEN et al., 1998); Tmax = Temperatura máxima (°C); Tmin = Temperatura mínima (°C);  $\alpha$  = coeficiente de ajuste, por padrão 0,0023;  $\beta$  = coeficiente de ajuste, por padrão 0,5.

No mesmo documento que a FAO estabelece o método P-M como padrão para cálculo de ETO e estabelece diretrizes para irrigação e gerenciamento de recursos hídricos, também é recomendado o método H-S como alternativa para situações de ausência de dados que impossibilitem o uso do método P-M (Allen et al., 1998). No entanto, há prejuízo à acurácia, sendo que o uso dos coeficientes originais pode superestimar a ETO em relação ao método P-M, ao passo que uma etapa de calibração do modelo pode melhorar isso (Kim et al., 2023).

## 3.4. PREENCHIMENTO DE FALHAS

### 3.4.1. MÉTODOS DE PREENCHIMENTO

Foram aplicados os métodos: Ponderação Regional (PR), Inverso da Potência da Distância (IPD), Razão Normal (RN), Média Aritmética (MA), Regressão Linear Simples (RLS), Regressão Linear Múltipla (RLM) (equações x a x, respectivamente) e substituição por dados de Estações Virtuais (EV).

$$Y_{PR} = \frac{\sum_{i=1}^n \left( \frac{X_{med}}{X_{med-i}} * X_i \right)}{N} \quad \text{Equação 1.3}$$

$$Y_{IPD} = \frac{\sum_{i=1}^n \left( \frac{1}{d^p} * X_i \right)}{\sum_{i=1}^n \left( \frac{1}{d^p} \right)} \quad \text{Equação 1.4}$$

$$Y_{RN} = \frac{\sum_{i=1}^n X_i * r_i^2 \left( \frac{n_i - 2}{1 - r_i^2} \right)}{\sum_{i=1}^n r_i^2 \left( \frac{n_i - 2}{1 - r_i^2} \right)} \quad \text{Equação 1.5}$$

$$Y_{MA} = \frac{\sum_{i=1}^n X_i}{N} \quad \text{Equação 1.6}$$

$$Y_{RLS} = \beta_0 + \beta_1 X + \varepsilon \quad \text{Equação 1.7}$$

$$Y_{RLM} = \beta_0 + \sum_{i=1}^p \beta_i X_i + \varepsilon \quad \text{Equação 1.8}$$

Onde:  $X_{med}$  = média mensal da variável na estação principal;  $X_{med-i}$  = média mensal da variável na estação vizinha de ordem  $i$ ;  $X_i$  = valor mensal da variável na estação vizinha de ordem  $i$ ;  $N$  = número de estações vizinhas;  $d$  = distância Euclidiana entre a estação de ordem  $i$  e a estação principal;  $p$  = potência de  $d$ ;  $r_i$  = correlação entre a estação principal e a estação vizinha de ordem  $i$ ;  $n_i$  = número de meses da série temporal.

O método VS, por fim, consiste na simples adoção de valores gerados a partir de dados obtidos por estações virtuais. Para isso, destacam-se opções como NASA/POWER (NP), DailyGridded (Xavier; King; Scanlon, 2016) e MODIS PET, desde que se use as exatas coordenadas da estação física que está sendo preenchida (Duarte; Sentelhas, 2020).

### 3.4.2. AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO PREENCHIMENTO

Os avaliadores escolhidos foram: correlação de Pearson ( $r$ ), concordância de Willmott ( $d$ ), coeficiente de Nash-Sutcliffe (CE), Raiz Quadrada do Erro médio (RMSE) e, Erro Médio Absoluto (MAE), equações x a x, respectivamente (Fox, 1981; Van Liew et al., 2007; Willmott; Robeson; Matsuura, 2012).

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sqrt{[\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2][\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2]}} \quad \text{Equação 1.9}$$

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - X_i)^2}{\sum_{i=1}^n [(|Y_i - \bar{X}|) + (|X_i - \bar{X}|)]^2} \quad \text{Equação 1.10}$$

$$CE = 1 - \left[ \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - X_i)^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2} \right] \quad \text{Equação 1.11}$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - X_i)^2}{n}} \quad \text{Equação 1.12}$$

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^n |Y_i - X_i|^2}{n} \quad \text{Equação 1.13}$$

Onde:  $Y_i$  = valor observado de ordem  $i$ ;  $X_i$  = valor estimado de ordem  $i$ ;  $\bar{Y}$  = média dos valores observados;  $\bar{X}$  = média dos valores estimados;  $n$  = número de observações.

O avaliador  $d$  consiste num índice que varia de 0 a 1, no qual o valor 1 representa uma concordância ideal e 0 representa ausência total de concordância; RMSE e MAE podem



assumir qualquer valor positivo e, como representam a diferença entre o valor observado e o valor estimado, quanto mais se aproximarem de zero, menor é a diferença entre eles; para CE e  $r$ , segue-se a classificação da Tab. 1.1 (Giovanella et al., 2021).

Tabela 1.1 - Classificação dos avaliadores  $r$  (Correlação de Pearson) e CE (coeficiente de Nash-Sutcliffe)

$r$		CE	
$r > 0.9$	Muito forte	CE = 1	Perfeito
$0.9 > r > 0.7$	Forte	CE > 0.75	Adequado
$0.7 > r > 0.5$	Moderado	$0.75 > CE > 0.36$	Satisfatório
$0.5 > r > 0.3$	Fraco	CE < 0.36	Insatisfatório
$r < 0.3$	Desprezável	-	-

### 3.5. SCRIPTS DESENVOLVIDOS

Os scripts, denominados “ETO\_calc.py” e Filling\_gaps.py”, foram desenvolvidos em Python 3 e idealizados para lidar com dados faltantes para minimizar as lacunas da variável de saída (ETO). O primeiro script é capaz de calcular a ETO pelos métodos de Penman-Monteith e Hargreaves-Samani, enquanto o segundo é capaz de realizar o preenchimento de dados faltantes conforme os métodos PR, IPD, RN, MA, RLS e EV e testar sua eficiência a partir dos avaliadores apresentados. As entradas de dados e interações com o usuário se dão por meio de uma Interface de Linha de Comando (Command Line Interface – CLI), na qual o usuário deverá inserir o(s) arquivo(s) de entrada, selecionar os métodos desejados e inserir informações adicionais conforme lhe é requisitado.

Os inputs de ambos os scripts consistem em arquivos Excel (‘.xlsx’) numa formatação específica definida no guia do usuário (Apêndice – Link 1). As variáveis de entrada variam conforme o método selecionado e a disponibilidade de dados do usuário. O script do cálculo de ETO entrega como saída um arquivo Excel que contém a ETO diária, bem como valores acumulados e médios para períodos anual, sazonal e mensal para a série temporal fornecida, organizadas em diferentes planilhas, que contam também com os resultados intermediários. Além disso, também é informado ao usuário a quantidade de eventos de falhas para cada uma das formas de exposição do resultado.

O segundo script é complementar ao primeiro, posto que pode usar como entrada a saída do anterior. Os inputs consistem no arquivo referente à estação para a qual se deseja realizar o preenchimento e nos arquivos das estações vizinhas que lhe servirão de base, além de outras informações sobre as estações que são requisitadas do usuário. Este script é aqui aplicado para o preenchimento de dados de ETO, mas sua construção permite que seja utilizado para preenchimento de outros dados meteorológicos como precipitação ou

temperatura, já que os métodos utilizados são os mesmos (Brubacher; Oliveira; Guasselli, 2020).

Neste sentido, o uso dos scripts “ETO\_calc.py” e Filling\_gaps.py” podem representar um avanço do ponto de vista de lidar com dados faltantes, pois possibilitam o cálculo da ETO em diversos cenários de escassez de dados, inclusive com estimativa de radiação a partir de dados de insolação solar. Além disso, a interface CLI, por mais que possa parecer indigesta à primeira vista para usuários não habituados, aliada a inputs em formato ‘.xlsx’, pode tornar as ações do usuário mais ágeis. Destaca-se também a exigência computacional mínima, de apenas um interpretador no qual rodar os scripts, e a sua disponibilidade gratuita.

Os scripts, exemplos práticos de aplicação e maiores detalhes sobre seu funcionamento, estratégias de preenchimento e equações utilizadas se encontram todos disponíveis no guia do usuário (Apêndice – Link 1).

### **3.6. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS**

O script ETO\_calc.py foi testado na área de estudo a partir de dados da estação meteorológica automática de Buritis (MG), do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), tendo a totalidade do ano de 2020 como série temporal. Para tanto, calculou-se a ETO para os métodos P-M e H-S para referida situação. Repetiu-se o mesmo procedimento com os mesmos dados para estimar a ETO por meio da calculadora online ETCalc (Danielescu, 2023). Os valores gerados por ambos os procedimentos foram então comparados e tiveram sua semelhança testada pelos mesmos avaliadores do segundo script, com a finalidade de validar os cálculos de ETO\_calc.py.

Para o script Filling\_gaps.py, também se procedeu à aplicação na área de estudo, porém com série temporal diferente, estendendo-se dessa vez do ano de 2008 a 2016 (nove anos completos). A estação de Buritis foi escolhida como estação teste e, por critérios de proximidade física, correlação das ETO e percentual de falhas, foram selecionadas a estação automática de Chapada Gaúcha (MG) e as estações convencionais de Arinos, Formoso e Unaí (MG) e Formosa (GO) para servirem de base ao preenchimento, sendo todas do INMET. A Tab. 1.2 representa as estações escolhidas e para quais métodos foram empregadas, enquanto a distribuição espacial das estações climatológicas na área de estudo está apresentada na Fig. 1.1.

Tabela 1.2 - Estações meteorológicas utilizadas

<b>Estações</b>	<b>Código INMET</b>	<b>Altitude (m)</b>	<b>Métodos aplicados</b>	<b>r*</b>	<b>Falhas (%)**</b>
<b>Buritis</b>	A544	894	Estação principal	-	12,0
<b>Arinos</b>	83384	523	RW, IDW, NR, AM	0.81	0,0
<b>Chapada Gaúcha</b>	A548	873	RW, IDW, NR, AM, SLR, MLR	0.98	12,9
<b>Formosa</b>	83379	938	RW, IDW, NR, AM, MLR	0.92	0,9
<b>Formoso</b>	83334	854	RW, IDW, NR, AM	0.94	16,7
<b>Unai</b>	83428	595	RW, IDW, NR, AM	0.88	0,0
<b>NASA/POWER</b>	-	894	VS	0.96	0,0

\*r: Correlação de Pearson entre a ETO da estação principal e cada estação vizinha

\*\*Falhas (%): percentual de falhas no preenchimento maior ou igual a 5 dias por mês

Após validar o primeiro script, este foi usado para calcular a ETO pelo método P-M para os dados de cada estação, inclusive da estação virtual NASA/POWER. Posteriormente, prosseguiu-se para o preenchimento dos dados com o segundo script aplicando o cálculo sempre que a estação apresentasse mais do que cinco dias no mês com falha de coleta de dados. Além deles, a RLM, não abrangida pelo script, também foi calculada a título de comparação. Destaca-se que se utilizou a potência com valor 2 para o método IPD. Uma vez realizado o preenchimento, a eficiência dos métodos foi testada pelos avaliadores fornecidos pelo `Filling_gaps.py`, assim como comparadas aos dados observados.

Para possibilitar o processamento descrito, procedeu-se com o download das seguintes variáveis do INMET para ambas as séries temporais: temperatura média, máxima e mínima (°C), umidade relativa do ar (%), velocidade do vento a 10 m do solo (m/s) e radiação global (MJ/m<sup>2</sup>) para as estações automáticas ou insolação diária (horas/dia) para as estações convencionais. As mesmas variáveis foram baixadas da ferramenta NASA/POWER para as coordenadas da estação principal, a exceção de insolação, já que há disponibilidade de dados de radiação global.

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A ETO diária para o ano de 2020 calculada a partir do script ETO\_calc.py se mostrou similar à calculada pelo ETCalc tanto pelo método de Penman-Monteith quanto pelo método de Hargreaves-Samani (Tab. 1.3, Fig. 1.2). A calculadora online ETCalc, por sua vez, possui valores alinhados aos dados de ET obtidos via sensor MODIS para ambos os métodos (Danielescu, 2023).

Tabela 1.3 - ETO e avaliadores de similaridade entre ETO\_calc.py e ETCalc

	ETO (mm/dia)		Avaliadores				
	Média	Desvio Padrão	$r$	$d$	CE	RMSE	EMA
<b>ETO_calc.py</b>	4,26	4,26	1	1	1	0,013	0,003
<b>ETCalc</b>	4,26	1,42					

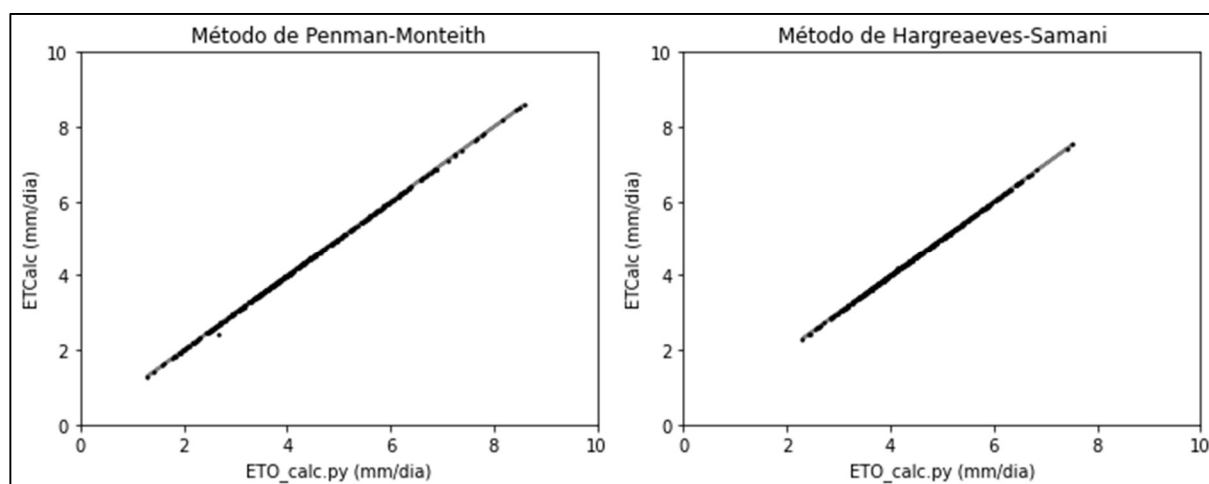


Figura 1.2 - Valores de ETO calculados por ambas as calculadoras

Quanto aos procedimentos para a série temporal de 2008 a 2016, todas as estações apresentaram comportamento semelhante na saída do primeiro script, via método P-M (Tab. 1.4). A estação meteorológica de Buritis, designada estação principal, obteve uma média de ETO mensal acumulada de 135.28 mm/mês e desvio padrão de  $\pm 26.82$  mm/mês. Tal semelhança era esperada, em razão da proximidade física e da correlação entre as ETO das estações escolhidas e a ETO da estação principal.

Tabela 1.4 - ETO das estações meteorológicas antes do preenchimento

Estação	ETO média (mm/mês)	Desvio padrão (mm/mês)
<b>Buritis</b>	134,82	27,11
<b>Arinos</b>	124,23	23,62
<b>Chapada Gaúcha</b>	140,71	27,89
<b>Formosa</b>	114,62	18,43
<b>Formoso</b>	121,26	19,36
<b>Unai</b>	129,97	23,79
<b>NASA/POWER</b>	142,69	30,73

No entanto, as médias da Tab. 1.4 foram calculadas a partir da saída do primeiro script e ainda possuem, portanto, falhas no arquivo de saída. Por mais que o percentual de falhas não seja tão alto e seja próximo à situação da maioria das estações do INMET (Machado et al., 2019), sua concentração pode prejudicar seriamente a caracterização da ETO. Quanto ao resultado do preenchimento, a Fig. 1.3 indica a semelhança entre os dados observados (obs, ainda com falhas) e os dados gerados a partir dos diferentes métodos de preenchimento empregados.

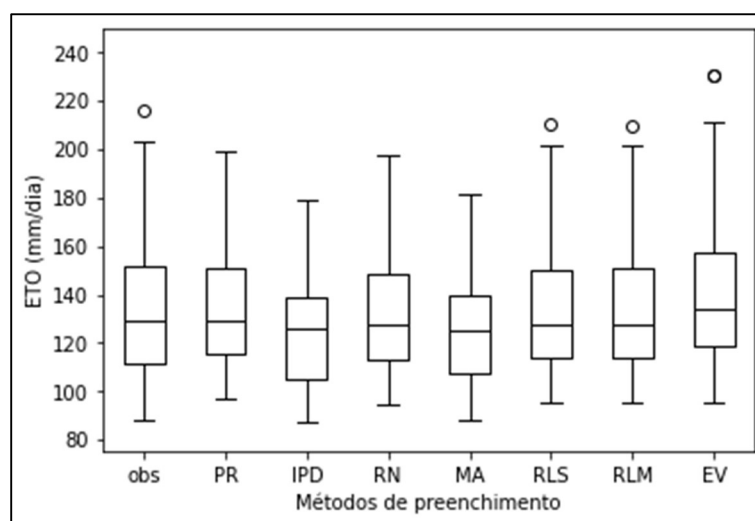


Figura 1.3 - Valores de ETO para dados observados e preenchidos. Em que obs = dados observados; PR = Ponderação Regional; IPD = Inverso da Potência da Distância; RN = Razão Normal; RLS = Regressão Linear Simples; RLM = Regressão Linear Múltipla; e EV = Estações Virtuais.

Quanto aos avaliadores, percebe-se uma eficiência diferenciada entre os métodos testados (Tab. 1.5). Nota-se que IPD e MA produziram resultados mais díspares em relação à estação principal, sendo os únicos cujo CE fica classificado apenas como satisfatório, apesar da forte correlação. Já a melhor adequação ficou por conta dos métodos PR, RLS e RLM segundo todos os indicadores. Com seus baixos valores de RMSE e MAE e um CE muito próximo a 1, demonstram ser boas alternativas de preenchimento ao cenário testado. Os

métodos RN e EV, por fim, possuem um CE adequado, mas ainda visivelmente menor que outros métodos, ao passo que os indicadores RMSE e MAE também demonstram uma eficiência mediana.

Tabela 1.5 - ETO e avaliadores dos métodos de preenchimento.

Métodos	$r$	$d$	CE	RMSE	MAE	ETO média (mm/month)	Desvio padrão (mm/month)
<b>Observados</b>	-	-	-	-	-	134.82	27.11
<b>PR</b>	0.97	0.98	0.94	6.69	4.91	135.08	23.87
<b>IPD</b>	0.90	0.89	0.64	16.21	12.44	125.41	21.81
<b>RN</b>	0.92	0.95	0.82	11.59	7.60	131.10	24.45
<b>MA</b>	0.91	0.91	0.70	14.89	11.38	126.18	21.94
<b>RLS</b>	0.98	0.99	0.96	5.63	4.53	133.80	26.42
<b>RLM</b>	0.98	0.99	0.96	5.51	4.46	134.24	26.43
<b>EV</b>	0.96	0.95	0.79	12.42	9.46	142.69	30.73

Os métodos de melhor adequação foram também plotados em comparação aos dados observados de ETO (Fig. 1.4). Nota-se, novamente, a semelhança entre os valores originais e os gerados a partir de estações vizinhas. Destaca-se, porém, que o método PR registrou maiores desvios quanto maior a ETO mensal, enquanto RLS e RLM mantêm um desvio mais constante ao longo da gama de valores observado de ETO. Além disso, a maior parte dos resíduos do método PR permaneceram próximos a zero, enquanto RLS e RLM registraram erros maiores.

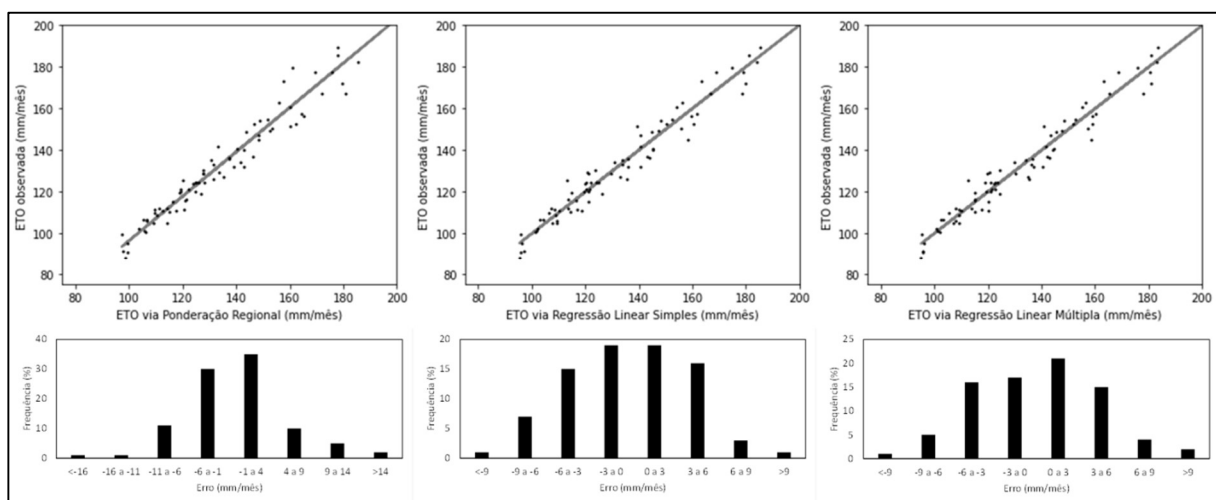


Figura 1.4 - ETO observada e estimada para os métodos de melhor adequação (PR, RLS e RLM) e sua distribuição de resíduos.

Para melhor entender as diferenças de eficiência entre os métodos de preenchimento, é necessário entender sua variação ao longo da série temporal. Nesse sentido, nota-se que as

diferenças de ET entre as estações meteorológicas na época de seca, maio a outubro (Alvares et al., 2013), fazem com que as estimações de alguns métodos se afastem dos dados observados (Fig. 1.5). Os dados advindos do NASA/POWER, por outro lado, não guardam relação com as estações vizinhas, mas ainda assim, acabam por superestimar a ETO no período de seca. A construção dos métodos PR, RLS e RLM, a ser discutida posteriormente, os permitiu ser mais adaptáveis a variações sazonais.

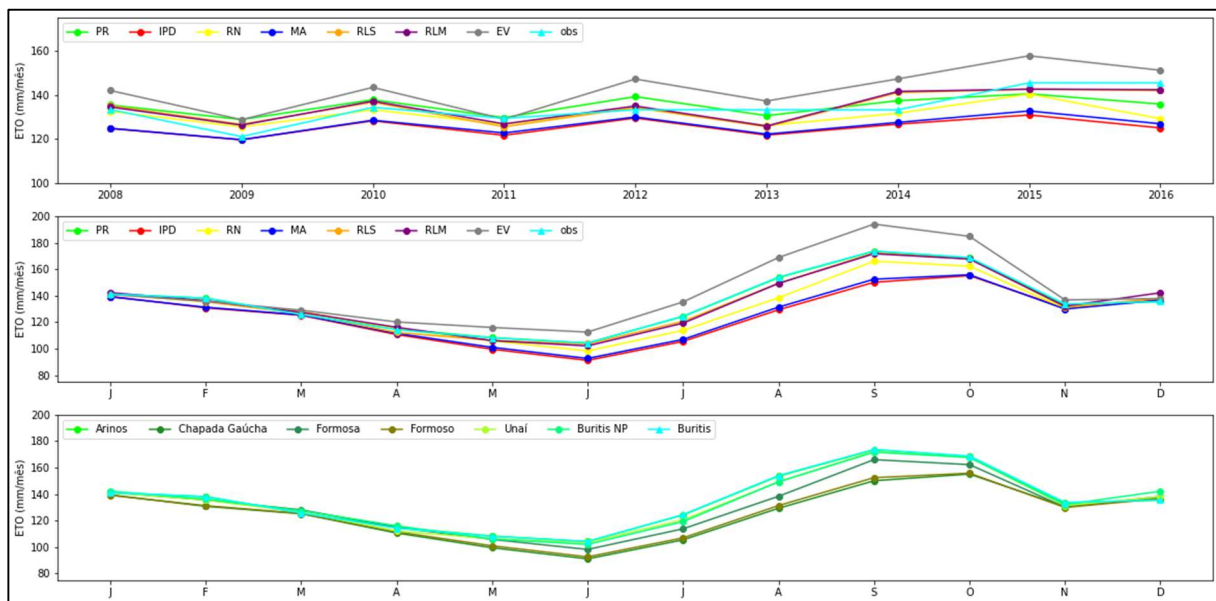


Figura 1.5 - Comparação sazonal e anual para ETO observada e estimada para cada método de preenchimento e estação meteorológica. Buritis np = dados coletados via NASA/POWER para a localização da estação de Buritis

É necessário lembrar que estes resultados do método de substituição por dados vindos de estações virtuais dizem respeito aos dados da ferramenta NASA/POWER. O uso de estações virtuais de outras ferramentas ou outros dados estimados por imagens de satélite podem ter um desempenho diferente. A ferramenta DailyGridded, por exemplo, também possui dados de estações virtuais e já obteve resultados superiores aos dados do NASA/POWER em outros contextos (Duarte; Sentelhas, 2020; Xavier; King; Scanlon, 2016). Alternativamente, a ETP fornecida pelo sensor MODIS também pode se assemelhar aos métodos aqui testados (Danielescu, 2023).

A média aritmética dos dados das estações vizinhas se destaca como um método de preenchimento mais simples e capaz de performar bem a depender da uniformidade dos dados. Porém, ao não aplicar nenhum tipo de diferenciação entre as estações, pode valorizar dados de estações não tão relacionadas (Pappas; Papalexiou; Koutsoyiannis, 2014). Outros métodos testados pesam a contribuição de cada estação. O Inverso da Potência da Distância

aplica o inverso da distância entre estações como fator de ponderação, o qual pode estar elevado a diferentes potências. Assim, é a distância que pesa na contribuição de cada estação, ou seja, quanto mais perto, mais contribui na estimação do valor final. Este método foi aqui aplicado com potência igual a 2 e, por mais que o uso de diferentes potências possa impactar na adequação do preenchimento, outras pesquisas, inclusive para ETO, demonstram que diferentes valores de potência pouco alteram o resultado (Rahman et al., 2023; Xavier; Cecílio; Lima, 2010). Esses dois métodos acabam prejudicados no caso aqui estudado, pois os dados entre estações não são plenamente uniformes (Fig. 1.5) e a ETO de Buritis se assemelha mais a estações mais distantes (Tab. 1.4).

A Razão Normal, por outro lado, valoriza dados de maior correlação para estimar a variável de saída. Ao fazer isso, pode obter uma saída mais próxima aos dados da estação teste, como já foi recomendado para o preenchimento de dados de temperatura do ar (Bier; Ferraz, 2017). Ainda assim, o método não se adequou bem às variações encontradas na área de estudo. A regressão, tanto simples quanto múltipla, também se vale do princípio de atribuir maior peso aos dados mais correlacionados àqueles que se deseja interpolar e, assim, também são métodos capazes de entregar uma boa interpolação, desde que a variável dependente tenha alta correlação com as independentes (Brubacher; Oliveira; Guasselli, 2020). Por isso, a regressão é um método amplamente utilizado para o preenchimento de dados climatológicos e costuma ter bom desempenho na interpolação de dados de ETO (Mardikis; Kalivas; Kollias, 2005; Rahman et al., 2023). Essa característica construtiva dos modelos de regressão permitiu que RLS e RLM suportassem as variações entre estações, ancorando-se no modelo gerado.

A Ponderação Regional, por sua vez, não diferencia as estações vizinhas, mas leva em consideração a média histórica da estação teste e das vizinhas. Dessa maneira, se adequa melhor ao histórico de uma região e não somente ao que foi encontrado nas estações vizinhas no momento da falha dos dados (Mello; Kohls; Oliveira, 2017). Isso fez com que o método suportasse as variações em relação às estações vizinhas e se mantivesse próximo aos dados observados na estação seca, ancorando-se no histórico do mês em questão.

É necessário destacar que outros métodos além dos que foram aqui empreendidos também são encontrados na literatura. Outras metodologias incluem a interpolação por *Splines*, redes neurais artificiais, método do vizinho natural, krigagem, método dos mínimos quadrados e ainda ponderação regional por correlação (Brubacher; Oliveira; Guasselli, 2020; Giovanella et al., 2021; Rahman et al., 2023; Ruezzeno et al., 2020). Quanto aos métodos



explorados neste estudo, a adequação do preenchimento da ETO vai ao encontro de outras pesquisas (Giovanella et al., 2021; Mardikis; Kalivas; Kollias, 2005; Rahman et al., 2023).

Giovanella et al. (2021), no entanto, obtiveram maior adequação com uso do método IPD, assim como bons resultados a partir do NASA/POWER para sua área de estudo no oeste do Paraná. A diferença com o resultado aqui apresentado se deve à piora de adequação na estação seca (Fig. 1.5) aqui observada, já que o oeste do Paraná não possui uma estação seca como a SBH do Rio Urucua (Alvares et al., 2013). Isso mostra como o preenchimento por cada método pode variar conforme características da área de estudo e, por isso, é sempre necessário testar a adequação de um método antes de adotá-lo para preencher as lacunas de uma série de dados.

## 5. CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo indicam que os valores calculados pelo script ETO\_calc.py são similares aos valores calculados pela ferramenta online ETCalc. Portanto, o modelo se mostrou adequado para uso como calculadora de ETO. Além disso, se destaca pelas possibilidades de lidar com o preenchimento de dados decorrentes de falhas na coleta de dados por estações climatológicas.

Quanto ao preenchimento de dados de ETO, observou-se que os métodos MA, IPD e RN foram fortemente impactados por variações das ETO de estações vizinhas. Neste caso, não se recomenda o uso desta ferramenta para este tipo de situação. Por sua vez, os dados de NASA/POWER superestimaram a ETO no período de seca para a área e período deste estudo. As características construtivas dos métodos PR, RLS e RLM, permitiram suportar as variações das ETO de estações vizinhas da época seca, indicando serem mais adequados para situações de grande variação ou para obtenção da ETO anual em áreas de Cerrado.

## **CAPÍTULO 2: MODELAGEM DA PRODUÇÃO ANUAL DE ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO URUCUIA A PARTIR DO MODELO *ANNUAL WATER YIELD*, INVEST**

### **RESUMO**

O desmatamento do bioma Cerrado atingiu cerca de 50% de sua área até 2022, com tendências de aumento de taxas de desmatamento preocupantes, sendo o bioma brasileiro mais desmatado em 2023, demonstrando vulnerabilidade às ações antrópicas nas últimas décadas. Aliado a isso, as mudanças climáticas globais têm afetado fortemente o Cerrado, com registros de redução da precipitação e da vazão dos rios. Este cenário de desmatamento e mudanças climáticas tem forte potencial de impactar a disponibilidade de recursos hídricos do Cerrado. Nesse sentido, o modelo *Annual Water Yield* (AWY), parte integrante do Software InVEST, utilizado para avaliação de serviços ecossistêmicos, é útil para o monitoramento e planejamento do uso dos recursos hídricos ao estimar a produção de água com base no balanço hídrico da precipitação e da evapotranspiração (ET) de áreas de interesse. No presente estudo, o modelo AWY foi aplicado na área da bacia hidrográfica do Rio Urucuia, com o objetivo de avaliar o serviço ecossistêmico de produção de água naquela bacia no período de 1991 a 2020. Para tanto, analisou-se as tendências de variação das variáveis climáticas, uso do solo e vazão, validou-se o modelo a partir de dados de vazão do rio e, testou-se a saída do modelo para diferentes cenários de precipitação, ET e uso da terra. Os resultados deste estudo indicam que o modelo não foi capaz de estimar com boa acurácia a vazão do rio Urucuia no período estudado. Em cenários mais secos (maior ET e menor precipitação), observou-se menor produção de água, porém a diminuição (desmatamento) de cobertura de vegetação nativa não parece ter afetado a produção de água. Isso ocorre porque a conversão de vegetação nativa em outro uso da terra na bacia pouco afetou o potencial de ET geral da área de estudo, sendo que a substituição da vegetação nativa por pastagem tende a reduzir a ET e a substituição da vegetação nativa por agricultura tende a aumentar a ET, compensando as perdas oriundas das mudanças do uso e cobertura da terra. Entretanto, isto não implica dizer que não houve perdas ou efeitos em outros serviços ecossistêmicos dos recursos hídricos, especialmente no que diz respeito a qualidade da água e regulação do regime hídrico. Por fim, análises de tendência indicam redução significativa na vazão total na bacia, sem tendências de alterações significativas na precipitação e na ET. A redução da vazão total pode estar diretamente ligada ao aumento das áreas irrigadas para agricultura, especialmente aquelas equipadas com pivôs centrais na área da bacia do rio Urucuia.

**Palavras-chave:** Desmatamento; Cerrado; mudanças climáticas; recursos hídricos.

## **ABSTRACT**

Deforestation of the Cerrado biome has reached about 50% of its area by 2022, with worrying trends of increasing deforestation rates, having become the most deforested biome in Brazil 2023. This highlights its vulnerability to anthropogenic actions in recent decades. Additionally, global climate change has significantly affected the Cerrado, with records of reduced precipitation and river flow. This scenario of deforestation and climate change has a strong potential to impact the availability of water resources in the Cerrado. In this context, the Annual Water Yield (AWY) model, a part of the InVEST software, used for ecosystem services assessment, is useful for monitoring and planning water resource use by estimating water-based precipitation and evapotranspiration (ET) balance of areas of interest. In the present study, the AWY model was applied to the Urucuia River basin area to evaluate water yield in that from 1991 to 2020. To this end, trends in climate variables, land use, and flow were analyzed, the model was validated using river flow data, and the model output was tested for different scenarios of precipitation, ET, and land use. The results indicate that the model was not able to estimate the flow of the Urucuia River Basin with good accuracy during the studied period. In drier scenarios (higher ET and lower precipitation), lower water yield was observed; however, the reduction in native vegetation cover did not seem to affect the estimated yield. This occurs because the conversion of native vegetation to other land uses in the basin had little impact on the general ET potential of the study area. Specifically, replacing native vegetation with pasture tends to reduce ET, while replacing native vegetation with agriculture tends to increase ET, offsetting the losses resulting from changes in land cover. However, this does not imply that there were no losses or effects on other ecosystem services related to water resources, particularly concerning water quality and hydrological regulation. Finally, trend analyses indicate a significant reduction in total flow in the basin, with no significant trends in precipitation and ET. The reduction in total flow may be directly linked to the increase in irrigated agricultural areas, especially those equipped with center pivots in the Urucuia River basin area.

**Keywords:** Deforestation; Cerrado; climate change; water resources.

## 1. INTRODUÇÃO

Apesar de seu domínio geográfico de 24% do território nacional (Sano et al., 2007), o bioma Cerrado se encontra altamente ameaçado pelo processo de desmatamento, com a conversão da cobertura vegetal nativa em outros usos da terra, como pastagens e agricultura. Estimativas do atual cenário mostram que 50% da cobertura vegetal nativa do Cerrado foi desmatada até 2022 (MAPBIOMAS, 2022; Strassburg et al., 2017).

No entanto, há uma disparidade na distribuição dos remanescentes de vegetação nativa do bioma. Áreas com grande cobertura de vegetação nativa remanescente apenas são encontradas no nordeste do bioma e em algumas porções dos estados do Mato Grosso e de Minas Gerais, enquanto o sudoeste do bioma é altamente desmatado (Carvalho et al., 2008). Assim, grande parte deste remanescente se encontra fragmentado e restrito às áreas de preservação permanente ou áreas de difícil mecanização, havendo, portanto, um enviesamento sobre a paisagem que se encontra ainda coberta por vegetação nativa (Carvalho; De Marco; Ferreira, 2009).

O cenário se torna ainda mais alarmante quando se concentra a atenção ao histórico e à dinâmica atual de desmatamento do Cerrado. Nota-se uma evolução do desmatamento ao longo do tempo, partindo do sudoeste do bioma ao nordeste do bioma, concentrando, hoje, maior intensidade na região do Matopiba, chamada de “nova fronteira agrícola” (Parente et al., 2021; Pires, 2020; Trigueiro; Nabout; Tessarolo, 2020). Além disso, em 2023 o Cerrado se tornou o bioma mais desmatado do Brasil, superando um milhão de hectares (MAPBIOMAS, 2024). Isso mostra a fragilidade da proteção a esta vegetação, pois a região com mais remanescentes é, atualmente, a mesma que concentra as maiores taxas de desmatamento (Conceição-Bispo et al., 2023).

Corroborando com esta fragilidade, apenas 8,6% da área total do bioma é coberta por Unidades de Conservação (UC), sendo apenas 3,1 % de sua área destinada à UC de proteção integral e 5,5% para UC de uso sustentável (Santos; Cherem, 2022). Além disso, 40 % dos remanescentes de vegetação nativa do Cerrado ainda podem ser legalmente desmatados (Strassburg et al., 2017).

No Cerrado mineiro, por sua vez, onde se insere a bacia hidrográfica do rio Urucuia, encontra-se em situação semelhante. No Norte de Minas, próximo à bacia do Rio Urucuia, as maiores taxas de desmatamento se concentraram ao final da década de 1990 e início da década de 2000 (Espírito-Santo et al., 2016; Parente et al., 2021). A bacia conta hoje com 58% de área coberta por vegetação nativa (MAPBIOMAS, 2022).

Aliado a isso, as mudanças climáticas globais têm afetado fortemente o Cerrado. Estimativas mostram como o Cerrado tem se tornado mais seco e mais quente ao longo das últimas décadas e que o volume de precipitação também tem decaído (Campos; Chaves, 2020; Hofmann et al., 2021). Assim, partindo dos princípios do balanço hídrico, todas essas mudanças tendem a afetar fortemente a disponibilidade de recursos hídricos no Cerrado, pois o cenário apresentado denota redução da precipitação e aumento da evapotranspiração, o que, naturalmente, tende a reduzir a vazão dos rios (Fenicia; McDonnell, 2022; Siqueira et al., 2021). E, de fato, estimativas mostram como isso tem ocorrido de forma generalizada na maior parte das bacias hidrográficas do Cerrado, que vêm registrando tendências negativas na vazão de seus rios (Salmona et al., 2023).

A depender de qual uso alternativo do solo se instala após a remoção da vegetação nativa, pode haver um aumento ou uma diminuição da evapotranspiração na área, devido às características vegetativas que afetam o fenômeno, podendo resultar, conseqüentemente em aumento ou diminuição da disponibilidade hídrica (Allen et al., 1998; Fenicia; McDonnell, 2022). Isso demonstra como o gerenciamento do uso do solo é peça fundamental para o gerenciamento dos recursos hídricos, sendo a articulação entre gestão de recursos hídricos e uso do solo prevista, a partir da unidade territorial da bacia hidrográfica, na Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). Assim, a modelagem dos recursos hídricos ao nível de bacia hidrográfica, atendendo diferentes cenários de uso do solo e de mudanças climáticas, pode subsidiar ações mais concretas de planejamento do uso do solo e dos recursos hídricos e de adaptação às mudanças climáticas ou a eventos de seca (Bendito, 2023).

Neste sentido, o modelo *Annual Water Yield* (AWY, produção anual de água) da ferramenta *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs* – InVEST, desenvolvido pelo Natural Capital Project, ligado à Universidade de Stanford (Sharp et al., 2020) foi utilizado neste trabalho para a modelagem de recursos hídricos. Portanto, aplicou-se, neste trabalho, o modelo AWY para a bacia do rio Urucuaia, visando a estimar e avaliar o serviço ecossistêmico de produção de água da bacia ao longo da série temporal de 1991 a 2020. Além disso, testou-se a resposta do modelo para diferentes cenários de uso do solo e variação climática, bem como foram desempenhadas análises complementares ligadas aos recursos hídricos com o mesmo intuito de avaliar o serviço ecossistêmico de produção de água da bacia.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. OBJETIVO GERAL**

Avaliar o serviço ecossistêmico de produção de água na bacia hidrográfica do Rio Urucuia ao longo da série temporal de 1991 a 2020.

### **2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Avaliar qualitativamente a área da bacia hidrográfica do Rio Urucuia quanto à produção de água, estimada através do modelo AWY, ao longo da série temporal de 1991 a 2020;
- Validar o modelo AWY a partir de dados de vazão do Rio Urucuia;
- Testar a resposta em produção de água do modelo para diferentes cenários de precipitação, evapotranspiração de referência e uso e cobertura do solo para estimar como cada uma destas variáveis afeta o fenômeno estudado;
- Verificar a ocorrência de tendências na série temporal de 1991 a 2020 para as variáveis precipitação anual, evapotranspiração de referência anual, evapotranspiração potencial anual, evapotranspiração real anual, cobertura de vegetação nativa anualmente, produção anual de água da bacia (saída do AWY) e vazão média anual do rio Urucuia.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo envolve a sub-bacia hidrográfica (SBH) do rio Urucuia, que é um importante afluente do rio São Francisco, fazendo parte do chamado médio rio São Francisco. O rio Urucuia é considerado um rio de 6ª ordem pela classificação de Strahler (CBH rio Urucuia, 2014) e se estima que seja responsável por 10% da vazão do rio São Francisco e 18% da sua carga de sedimentos, e com cerca de 25 mil Km<sup>2</sup>, corresponde a cerca de 10% da área da bacia hidrográfica do Rio São Francisco (CODEVASF, 2002; Oliveira Filho, 2020). A Fig. 2.1 apresenta o mapa de localização da área do presente estudo, incluindo a variação altimétrica, a localização das estações fluviométricas e pluviométricas e os limites municipais.

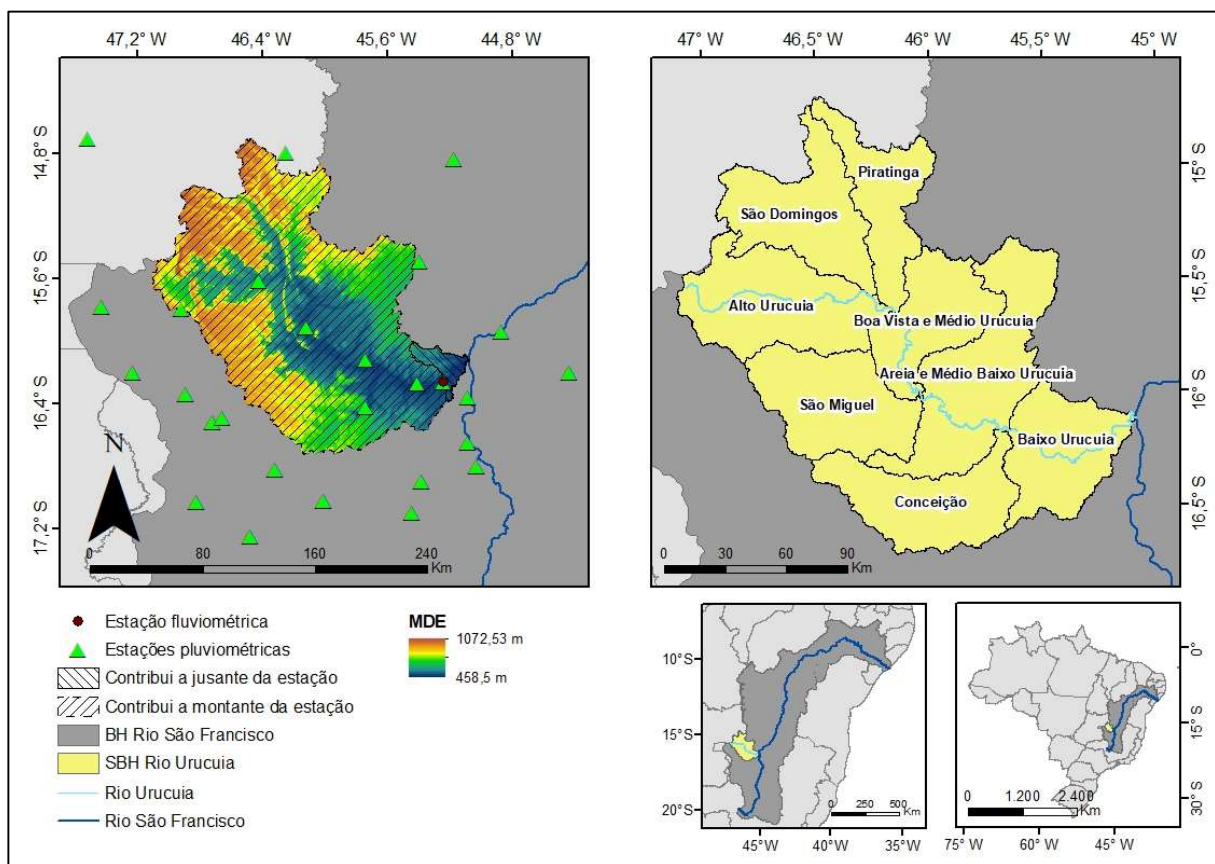


Figura 2.1- Localização da bacia hidrográfica do Rio Urucuia, suas sub-bacias e estações pluviométricas e fluviométricas (ANA) utilizadas. Modelo Digital de Elevação (MDE): ANADEM

Ao todo, a bacia engloba doze municípios, porém quatro deles com sede fora de seu perímetro. No censo de 2010, esses doze municípios possuíam, conjuntamente, uma população de 189.124 habitantes, sendo que 67,7% habitavam zonas urbanas, enquanto a estimativa de 2019 do IBGE apontou para uma população de cerca de 207 mil habitantes (Oliveira Filho, 2020). No entanto, o município de Unai, o mais populoso dentre eles, tem sua



sede fora da área da sub-bacia, e, assim, dentro do perímetro da área de estudo, destacam-se como mais populosos os municípios de Buritis e Arinos (Oliveira Filho, 2020).

A área de estudo está inserida no domínio geográfico do Cerrado. O clima característico da região é do tipo Aw segundo a classificação de Köppen-Geiger (Alvares et al., 2013). As normais climatológicas calculadas pelo INMET para estações dentro do perímetro da bacia registram valores de precipitação anual entre 1000 e 1300 mm, e valores de temperatura média anual entre 23 e 25°C. As classes de solo na região são Latossolo, Neossolo, Argissolo e Cambissolo (Mata et al., 2007). O relevo da bacia apresenta entre 444 e 1.076 m de altitude em relação ao nível do mar, enquanto a inclinação média das sub-bacias varia de 2,59 a 8,54% (CBH rio Urucua, 2014).

Em termos de uso e ocupação do solo, destaca-se o uso agropecuário e os remanescentes de vegetação nativa. A agropecuária ocupa, atualmente, 41% da área da bacia hidrográfica, sendo as pastagens mais representativas que a agricultura, enquanto formações florestais e savânicas ocupam 43%, sendo a savana amplamente mais representativa, e formações naturais não florestais ocupam 15% (MAPBIOMAS, 2022). As principais culturas são soja, milho, feijão, sorgo e cana de açúcar, além de registros de produção de café e cítricos (IBGE, 2021; MAPBIOMAS, 2022).

### **3.2. MODELO DE PRODUÇÃO ANUAL DE ÁGUA (ANNUAL WATER YIELD - INVEST)**

Aplicou-se na área o modelo Annual Water Yield (AWY) da ferramenta InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) para a estimação da produção de água na sub-bacia hidrográfica do Rio Urucua. O modelo calcula um saldo entre a precipitação, entrada de água no sistema, e a evapotranspiração real, saída de água no sistema, por pixel. Assim, o modelo considera a produção de água por pixel como toda a fração do volume de água precipitado que não evapotranspirou. A partir disso, o modelo não diferencia os escoamentos, assumindo, simplificada, que toda a água que não evapotranspirou se transformou em vazão no rio, seja pelo escoamento superficial ou subterrâneo.

O uso do solo e características físicas do solo que influenciam no volume de água tido como produção de água são pesadas pelo modelo no cálculo da evapotranspiração real a partir da evapotranspiração potencial. Dessa forma, a produção anual de água é determinada, por pixel, por:

$$Y = \left(1 - \frac{ETR}{P}\right) \cdot P \quad \text{Equação 2.1}$$

onde: Y = produção anual de água (mm); ETR = evapotranspiração real (mm); e P = precipitação (mm).

A evapotranspiração real, por sua vez, pode ser calculada através da evapotranspiração de referência, podendo ser estimada por duas vias distintas, a depender se a classe de uso do solo é vegetada ou não. Caso se trate de uso do solo coberto por vegetação, segue-se a expressão da curva de Budyko (Zhang et al., 2004):

$$\frac{ETR}{P} = 1 + \frac{ETP}{P} - \left(1 + \left(\frac{ETP}{P}\right)^\omega\right)^{\frac{1}{\omega}} \quad \text{Equação 2.2}$$

onde: ETP = evapotranspiração potencial (mm); e  $\omega$  = parâmetro empírico.

A evapotranspiração potencial, por outro lado, é calculada a partir da aplicação de um coeficiente de cultura ( $k_c$ ) à evapotranspiração de referência. O coeficiente de cultura consiste em um valor que varia de 0 a 1 e representa o quanto do valor expresso pela evapotranspiração de referência de fato é evapotranspirado pelo tipo de vegetação específica de interesse ou pela cultura (Allen et al., 1998). Assim, ETP é expressa por:

$$ETP = k_c \cdot ETO \quad \text{Equação 2.3}$$

em que: ETO = evapotranspiração de referência (mm).

O parâmetro  $\omega$  pode ser expresso conforme proposto por Donohue et al. (2012):

$$\omega = Z \cdot \frac{AWC}{P} + 1,25 \quad \text{Equação 2.4}$$

em que: Z = parâmetro empírico constante; e AWC = quantidade de água disponível para as plantas.

Z é o parâmetro chamado de fator de sazonalidade, e sua definição ainda é incerta, havendo duas possibilidades: pela calibração do modelo a partir de dados de vazão ou dividindo o número de eventos de chuva (>0,1 mm) por ano por 5, assumindo um valor para cada ano. Segundo Hamel e Guswa (2015), ambas formas podem entregar resultados adequados na estimação feita pelo AWY. Já a AWC é calculada a partir da multiplicação da capacidade de água disponível para as plantas (PAWC) e a profundidade de raízes ou a profundidade de restrição às raízes (PRR), qual tenha o menor valor, consistindo essas em entradas do usuário.

Por outro lado, caso se trate de uso e cobertura do solo não vegetado, o modelo irá definir a evapotranspiração real simplesmente pela aplicação do  $k_c$  à evapotranspiração de referência, como na equação 2.3, tendo seu valor máximo limitado pelo valor da entrada de precipitação.

Dessa forma, para performar os cálculos descritos, o software exige como entrada os dados expostos na Tab. 2.1.

Tabela 2.1 - Dados de entrada do modelo AWY

<b>Dado de entrada</b>	<b>Fonte utilizada</b>	<b>Formato</b>
Precipitação	ANA	Raster
Evapotranspiração de referência	NASA/POWER	Raster
PRR	ISRIC	Raster
PAWC	ISRIC	Raster
UCS	MAPBIOMAS	Raster
Limite da bacia hidrográfica	ANA	Shapefile
$k_c$ (coeficiente de cultura)	Consulta à bibliografia	CSV
Profundidade de raízes	Consulta à bibliografia	CSV
Parâmetro Z (N/5)	ANA	Um valor por ano

### 3.3. COLETA DE DADOS E APLICAÇÃO DO MODELO AWY

Os dados de precipitação foram obtidos de estações pluviométricas geridas pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), que foram acessadas pela ferramenta HIDROWEB. Foram utilizadas 27 estações para a obtenção da precipitação anual, localizadas tanto dentro dos limites da bacia quanto ao redor (Fig. 2.1). Para o preenchimento das falhas encontradas na base de dados, utilizou-se os valores gerados pela reanálise da própria ANA e, quando estes não estavam presentes, adotou-se o preenchimento estação por estação a partir de estações vizinhas, pelos métodos apresentados no Capítulo 1. Nesse sentido, o melhor desempenho foi obtido pelo método de ponderação regional, cujo coeficiente de Nash-Sutcliffe médio foi de 0,86 considerando todas as estações preenchidas. Por fim, os dados preenchidos das estações foram espacializados anualmente por meio da krigagem ordinária para a obtenção dos dados de precipitação em formato matricial.

Os dados de evapotranspiração de referência (ETO) foram acessados por meio da plataforma NASA/POWER. A escolha por esta plataforma se deu pela ampla disponibilidade de dados, cobrindo toda a série temporal estudada, e adequação a dados de estações físicas. A escassez de estações meteorológicas na área não possibilitou uma adequada espacialização da evapotranspiração de referência a partir de estações físicas, posto que a bacia hidrográfica se estende por cerca de 25.000 km<sup>2</sup> e conta com apenas sete estações meteorológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) no seu interior e entorno, sendo que estas tampouco cobrem igualmente toda a série temporal. Da mesma forma, dados de outras iniciativas, como o ‘MODIS - PET’, com dados do sensor MODIS, não cobrem toda a série temporal proposta no presente estudo.

Foram baixados do NASA/POWER os dados necessários para o cálculo da evapotranspiração de referência pelo método de Penman-Monteith, conforme metodologia disposta no Capítulo 1. Como visto no Capítulo 1, apesar da superestimação da ETO no período seco, os dados do NASA/POWER se mostraram adequados para o preenchimento de falhas ( $CE = 0,79$ ). Após isso, a ETO também foi especializada anualmente para a área toda através da krigagem ordinária.

Os dados de PRR e PAWC foram obtidos da plataforma ISRIC, que fornece dados a nível mundial relativos a solos. A escolha desta fonte de dados se deu devido à recomendação do próprio manual de instruções do InVEST para o modelo AWY (Sharp et al., 2020). Quanto ao dado de PRR, é necessário ressaltar que a profundidade em que as raízes das plantas de fato ocorrem é de difícil definição. Com o auxílio de bibliografia (Tab. 2.2), assumiu-se que PRR seria a profundidade máxima que poderia ser alcançada, que, na ausência de maiores informações, foi tomada como a distância até a camada de rocha, ou *distance to bedrock*, que é o dado trazido de fato pela ISRIC.

Para os dados de uso e cobertura do solo (UCS), utilizou-se como fonte a classificação feita pelo MAPBIOMAS para os anos de 1991 a 2020, reclassificando-a conforme a Tab. 2.2. Essa tabela consiste também em uma das entradas exigidas pelo modelo, e associa cada classe de uso do solo a um  $k_c$  e a um valor de profundidade das raízes, conforme escolhas do usuário, assim como determina quais classes de uso do solo são vegetadas ou não (0 ou 1) para definição dos cálculos de evapotranspiração real tomados pelo software.

Tabela 2.2 - Profundidade de raízes e  $k_c$  (coeficiente de cultura) por classe de uso do solo

<b>Classe de Uso do Solo</b>	<b>Profundidade de raízes (mm)</b>	<b><math>k_c</math></b>
Formação florestal	8000	0,8
Formação savânica	6000	0,7
Formação campestre	1500	0,5
Campo alagado	1000	1
Afloramento rochoso	100	0,2
Silvicultura	7000	1
Pastagem	1000	0,45
Agricultura	2000	0,8
Mosaico	2000	0,6
Uso urbano	100	0,4
Água	1	1
Outras não vegetadas	1	0,2

\*Os valores de profundidade de raízes e  $k_c$  (coeficiente de cultura) foram adaptados de Allen et al. (1998), Schenk e Jackson (2002), Saad (2015), Azevedo (2017), Aneseyee et al. (2022), Yu et al. (2022), He et al. (2022) e Bendito (2023).

Para o limite da bacia, por sua vez, foi considerado o limite disponibilizado pela ANA em sua coleção de metadados. O parâmetro Z, por fim, foi calculado pela divisão do número de eventos de chuva por ano por 5, conforme Hamel e Guswa (2015), sendo o número de chuvas por ano assumido como o número de dias do ano com precipitação maior que 0,1 mm, obtido através das mesmas estações pluviométricas da ANA.

A partir dos dados coletados, o modelo AWY foi aplicado à área de estudo compreendendo uma série temporal de trinta anos, de 1991 a 2020.

### 3.4. VALIDAÇÃO DA PRODUÇÃO DE ÁGUA

Como o modelo assume, simplificadamente, que todo o volume de água precipitada que não evapotranspirou se torna, em algum momento, vazão no rio, a validação dos dados pode ser feita ao comparar os dados gerados pelo modelo com dados registrados de vazão. Para tanto, foram acessados dados de vazão da estação fluviométrica mais próxima ao exultório do rio Urucuia (estação 43980002, pertencente à ANA, Fig. 2.1). No entanto, como essa estação não se encontra exatamente no exultório da bacia (vide Fig. 2.1), foi necessário adequar o limite da bacia para fins de validação do modelo, desconsiderando a área de drenagem da bacia que contribui para a vazão a jusante da estação.

Além disso, os dados gerados pelo modelo AWY são expressos em milímetros, porém, como dizem respeito a um período de um ano, podem ser transformados no que seria o equivalente à vazão no rio, ou seja, em metros cúbicos por segundo. Bastaria acessar o valor médio da produção de água (em mm/pixel), multiplicar pela área da bacia e dividir pelo número de segundos em um ano, conforme metodologia adaptada de Bendito (2023). Esta transformação fica expressa por:

$$QT_{sim} = \left( \frac{0,001 \cdot AWY \cdot A}{T} \right) \quad \text{Equação 2.5}$$

onde:  $QT_{sim}$  = vazão simulada entregue pelo modelo; AWY = produção anual de água, multiplicada de 0,001 para ser expressa em m; A = área da bacia, em  $m^2$ ; e T = tempo decorrido em um ano em segundos.

Dessa forma, os dados foram validados para o mesmo intervalo de 30 anos, 1991 a 2020. Os avaliadores utilizados foram o coeficiente de determinação ( $R^2$ ), o percentual de tendência (PBIAS) e o coeficiente de Nash Sutcliffe (CE). O coeficiente  $R^2$  é o quadrado da correlação de Pearson (r), e mede o quanto da variação da variável independente é explicada pela variação das variáveis dependentes, variando de 0 a 1, sendo 1 o perfeito ajuste de  $R^2$  (Moriassi et al., 2007). No entanto, por ser ligado à correlação, se um modelo sempre superestimar ou subestimar a variável na mesma medida, pode ainda, apesar de um erro

considerável, apresentar bons resultados (Krause; Boyle; Bäse, 2005). O PBIAS indica o quão distante os valores estimados estão dos valores observados, sendo que o valor 0 indica igualdade entre dados observados e estimados (Gupta; Sorooshian; Yapo, 1999). O CE descreve a diferença entre valores observados e estimados num intervalo de  $-\infty$  a 1, sendo que 1 indica igualdade entre séries de dados, o valor de 0 indica que o modelo é tão acurado quanto a simples média dos dados observados e valores negativos indicam que a média seria um melhor estimador que o modelo (Nash; Sutcliffe, 1970). Os valores adequados para cada um dos avaliadores, que indicam a adequação de um modelo, são apresentados na Tab. 2.3 (Takele et al., 2022).

Tabela 2.3 - Avaliação da performance do modelo segundo os diferentes avaliadores

<b>Performance</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>PBIAS</b>	<b>CE</b>
Muito bom	$0,7 < R^2 \leq 1$	$PBIAS < \pm 10$	$0,75 < NS \leq 1$
Bom	$0,6 < R^2 \leq 0,7$	$\pm 10 \leq PBIAS < \pm 15$	$0,65 < NS \leq 0,75$
Satisfatório	$0,5 < R^2 \leq 0,6$	$\pm 15 \leq PBIAS < \pm 25$	$0,5 < NS \leq 0,65$
Insatisfatório	$R^2 \leq 0,5$	$PBIAS \geq \pm 25$	$NS \leq 0,5$

### 3.5. CENÁRIOS TESTADOS

A fim de visualizar melhor a resposta do modelo e avaliar o efeito de possíveis mudanças de uso do solo e de mudanças climáticas, foram testados diferentes cenários para a produção de água na bacia hidrográfica do rio Urucuia. Para tanto, buscou-se isolar valores anuais mínimos, médios e máximos das entradas de precipitação anual, evapotranspiração de referência anual, além do uso e cobertura do solo a cada cinco anos, para acompanhar o avanço do desmatamento. Adotou-se o valor de z como o valor calculado para cada ano base da precipitação.

Conforme por ser visto na Tab. A (Apêndice), verificou-se que o ano de 1992 aliou tanto os maiores níveis de precipitação (1696,2 mm) quanto os menores níveis de evapotranspiração de referência (1382,9 mm), ao passo que o ano de 2015 aliou os menores níveis de precipitação (757,78 mm) e os maiores níveis de evapotranspiração de referência (1976,1 mm). Já a média de precipitação anual foi de 1126,2 mm para os 30 anos estudados, o que se aproxima do valor registrado para 1999 (1122,7 mm). Por fim, a média da evapotranspiração anual foi de 1747,6 mm para o mesmo período, o que se aproxima do valor de 2003 (1748,1 mm).

Assim, assumindo que cada um destes anos representa valores mínimos, médios ou máximos, e que de 1991 a 2020 houve alteração de uso e cobertura do solo de forma com

diminuição gradual e contínua de cobertura por vegetação nativa (MAPBIOMAS, 2022), foram testados os cenários de acordo com a Tab. 2.4:

Tabela 2.4 - Cenários testados conforme as entradas do modelo

<b>Precipitação</b>		<b>Evapotranspiração de referência</b>		<b>UCS</b>
<b>Cenário</b>	<b>Ano base</b>	<b>Cenário</b>	<b>Ano base</b>	<b>Ano base</b>
<b>Valor médio</b>	<b>2020</b>	<b>Valor médio</b>	<b>2003</b>	<b>2020</b>
<b>Valor mínimo</b>	<b>2015</b>	Valor médio	2003	2020
<b>Valor máximo</b>	<b>1992</b>	Valor médio	2003	2020
Valor médio	1999	<b>Valor mínimo</b>	<b>2015</b>	2020
Valor médio	1999	<b>Valor máximo</b>	<b>1992</b>	2020
Valor médio	1999	Valor médio	2003	<b>1991</b>
Valor médio	1999	Valor médio	2003	<b>1995</b>
Valor médio	1999	Valor médio	2003	<b>2000</b>
Valor médio	1999	Valor médio	2003	<b>2005</b>
Valor médio	1999	Valor médio	2003	<b>2010</b>
Valor médio	1999	Valor médio	2003	<b>2015</b>

### 3.6. ANÁLISES DE TENDÊNCIA

Para complementar a análise qualitativa da produção de água entregue pelo modelo e verificar se, de fato, tendências de mudanças climáticas e de alteração do uso do solo têm ocorrido simultaneamente a alguma tendência de produção de água da bacia, utilizaram-se testes de tendência. Aplicaram-se, então, os testes de tendência monotônica de Mann-Kendall e de inclinação de Sen (Sen, 1968; Kendall, 1975) para as entradas do modelo, para as saídas final e intermediária do modelo e para dados de vazão. No entanto, para evitar a autocorrelação nas séries de dados, foi antes aplicado o método *Trend Free Pre Whitening* (TFPW) (Blain, 2014; Patakamuri; Muthiah; Sridhar, 2020) para corrigir a eventual autocorrelação antes de testar a tendência.

Portanto, aplicou-se estes procedimentos para as entradas do AWY: precipitação anual, evapotranspiração de referência anual, área coberta por vegetação nativa na área anualmente; para a saída do AWY: produção de água da bacia anualmente; e para a vazão média anual do rio Urucuia próxima ao exultório (dado proveniente da ANA). Por fim, os mesmos procedimentos foram repetidos para a evapotranspiração potencial e a evapotranspiração real, que são saídas intermediárias entregues pelo modelo.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. VALIDAÇÃO DO MODELO AWY E ANÁLISE DOS CENÁRIOS TESTADOS

A eficiência do modelo pode ser observada pelos avaliadores  $R^2$ , PBIAS e CE (Tab. 2.5).  $R^2$  e PBIAS apontam para um bom desempenho do modelo, porém CE aponta para um desempenho insatisfatório do modelo, sendo sua estimativa inclusive considerada pior que a simples média das vazões (Nash; Sutcliffe, 1970).

Tabela 2.5 - Avaliadores da eficiência do modelo

	$R^2$	PBIAS	CE
Eficiência do modelo AWY	0,64	-11,11	-0,14

A variação de cenários de evapotranspiração e precipitação entre os mínimos e máximos valores encontrados na área de estudo demonstrou grande capacidade de alterar a saída do modelo. Mantidas as outras variáveis constantes, quanto maior a entrada de água no sistema (precipitação) e menor a saída (evapotranspiração), maior é a produção de água e, portanto, naturalmente, maior é a vazão estimada para o exultório da bacia (Fig. 2.2).

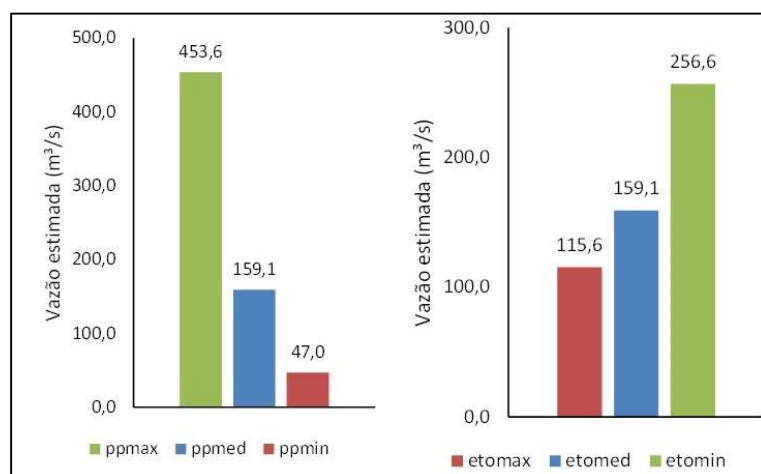


Figura 2.2 - Vazões estimadas para os diferentes cenários. Ppmax: máxima precipitação (1992); ppmed: precipitação média (1999); ppmin: mínima precipitação (2015); etomax: máxima ETO (1992); etomed: ETO média (2003); ppmin: ETO mínima (2015).

Por outro lado, a relação do uso e cobertura do solo com a produção de água não é definida de maneira simples e direta. Os dados de classificação do uso do solo do MAPBIOMAS demonstram como a cobertura de vegetação nativa decresceu na área de estudo (de 67,4% em 1991 para 53,5% em 2020) (Fig. 2.3). Ainda assim, mantendo valores de precipitação e evapotranspiração constantes, a alteração de uso do solo na bacia resultou na manutenção da vazão estimada a partir do modelo (Fig. 2.3).



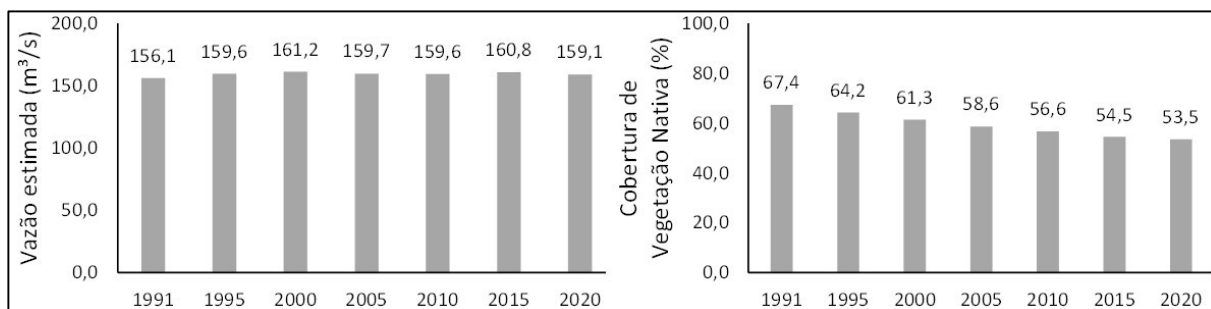


Figura 2.3 - Vazão estimada no rio Urucuiua diante das mudanças de uso e cobertura da terra ocorridas entre 1991 e 2020.

Isso ocorre porque a resposta na produção de água pela substituição da vegetação nativa por outro uso da terra depende do potencial de evapotranspiração (coeficiente de cultura) deste novo uso da terra. No caso estudado, a principal alteração do uso da terra observada foi a conversão de formações savânicas para pastagens (Tab. B - Apêndice), o que implica na redução do potencial de evapotranspiração. Outras trocas também se destacam, como: mosaico de usos (indefinido entre agricultura ou pastagem) para pastagem e formações savânicas, pastagem e mosaico de usos para agricultura, resultando, nestes três últimos casos em aumento do potencial de evapotranspiração (Tab. B - Apêndice). De um modo geral, o resultado das mudanças de uso e cobertura da terra tendeu a um equilíbrio da evapotranspiração mesmo com a redução da vegetação nativa (Fig. 2.4). Tal fato levou a manutenção dos níveis de evapotranspiração de referência e a precipitação e de evapotranspirações potencial e real e, por consequência, também da produção de água estimada pelo modelo na bacia do rio Urucuiua.

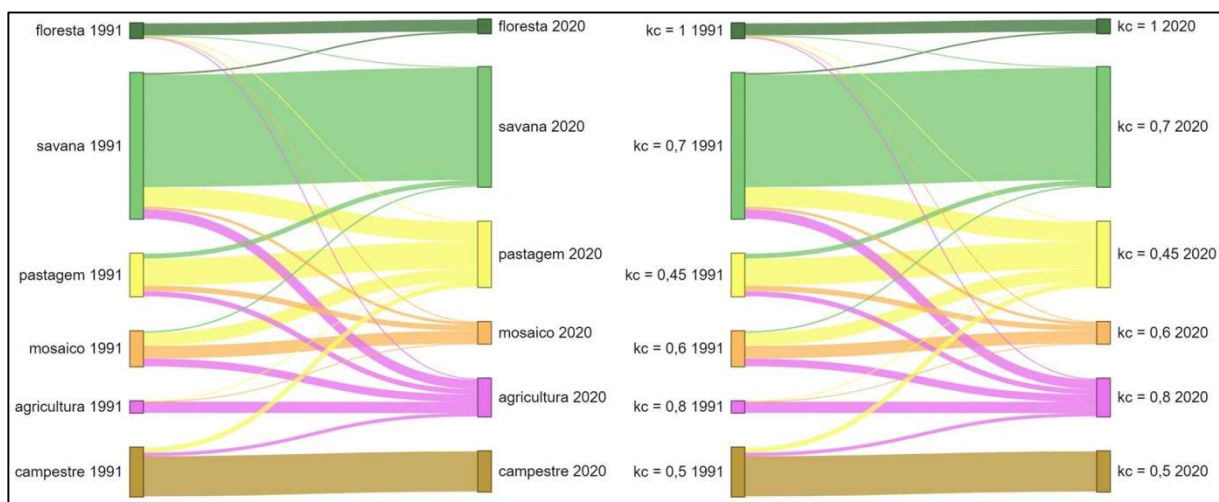


Figura 2.4 - Principais alterações de uso e cobertura da terra e de  $k_c$  de 1991 para 2020.

A maior resposta às variações testadas por parte das entradas de precipitação e evapotranspiração é explicada pela sensibilidade do modelo. Outras pesquisas demonstram

como, de fato, o modelo é mais sensível às variações de precipitação e evapotranspiração, que causam maiores alterações na produção de água estimada (Hamel; Guswa, 2015; Redhead et al., 2016). Os mesmos autores destacam ainda que o  $k_c$  também demonstra alta sensibilidade a variações, porém, como visto aqui, as alterações de uso do solo na área acabaram por pouco variar o  $k_c$  da área de estudo. A variação de outras entradas, como PAWC e PRR possuem pouca capacidade de impactar a saída do modelo, enquanto o parâmetro Z apenas traz grandes variações ao resultado quando se assume valores extremos, o que é evitado quando se calcula Z como  $0,2N$ , sendo N o número de eventos de chuva por ano (Hamel; Guswa, 2015; Redhead et al., 2016), como foi feito no presente trabalho.

Assim, ficam claras as respostas do modelo às variações de precipitação, evapotranspiração e uso do solo. Cenários de mudanças climáticas sempre consideram uma diminuição da precipitação e aumento da evapotranspiração e, invariavelmente, estes cenários resultam na redução da oferta do serviço ecossistêmico de produção de água (Daneshi et al., 2021; Yang et al., 2021). As alterações de uso do solo, por outro lado, podem resultar no aumento do saldo de água observado por meio do balanço hídrico (Ureta et al., 2021), na sua redução (Daneshi et al., 2021) ou até mesmo na sua estabilidade (Yang et al., 2021), devido às diferentes transformações da paisagem e seus novos potenciais de evapotranspiração.

A eficiência do modelo se mostra bastante variável conforme sua aplicação. Na literatura, quando a produção anual de água é comparada a vazões medidas, são encontrados exemplos de excelentes resultados, com  $R^2$  acima de 90 % (Redhead et al., 2016), bem como rendimentos medianos ou não satisfatórios (Hamel; Guswa, 2015; Valencia et al., 2023). Isso pode ocorrer devido às limitações do modelo, que são: não levar em conta variações interanuais e intra-anual; não levar em conta o escoamento subterrâneo; e simplificar o uso consuntivo das águas, simplesmente adotando um valor de consumo por hectare para cada classe de uso do solo, etapa que ainda é opcional para rodar o modelo (Valencia et al., 2023).

É importante destacar que o presente trabalho não levou em conta os usos consuntivos da água na validação. Aqui, tentou-se simplificar as diferenças de evapotranspiração entre agricultura irrigada e não irrigada adotando um  $k_c$  médio entre as duas classes de uso do solo a partir de trabalhos voltados para o Cerrado (Azevedo, 2017). No entanto, as características construtivas do modelo o impedem de gerar um resultado de produção de água negativo por pixel, igualando-o a zero quando esta condição é encontrada (Sharp et al., 2020). Isso acaba por não refletir o que acontece quando se tem presença de irrigação, já que a água evapotranspirada pela agricultura irrigada vem também da precipitação de outras áreas da bacia.

Portanto, a partir do rendimento não satisfatório do modelo em estimar a vazão do rio Urucuia, opta-se, no presente trabalho por uma análise apenas qualitativa da produção de água na bacia.

#### 4.2. ANÁLISES DE TENDÊNCIA

As análises de tendência realizadas revelam um cenário de pressão sobre o serviço ecossistêmico de produção de água na bacia hidrográfica do Rio Urucuia (Tab. 2.6, Fig. 2.5). A aparente tendência de queda da produção anual de água (AWY) e da precipitação (PP) foi rejeitada pelo teste de Mann-Kendall ( $Z < 1,96$ ). Ainda assim, para as vazões observadas, confirmou-se uma tendência negativa e significativa.

Tabela 2.6 - Resultados da análise de tendência

	Vazão	AWY	PP	VN (%)	ETO	ETP	ETR
<b>Z</b>	-3,17	-1,29	-0,66	-7,6	2,53	2,98	0,69
<b>Inclinação de Sen</b>	-4,10	-3,38	-4,26	-0,45	7,65	6,48	1,23
<b>P-valor</b>	0,002	0,196	0,511	0,000	0,003	0,011	0,488

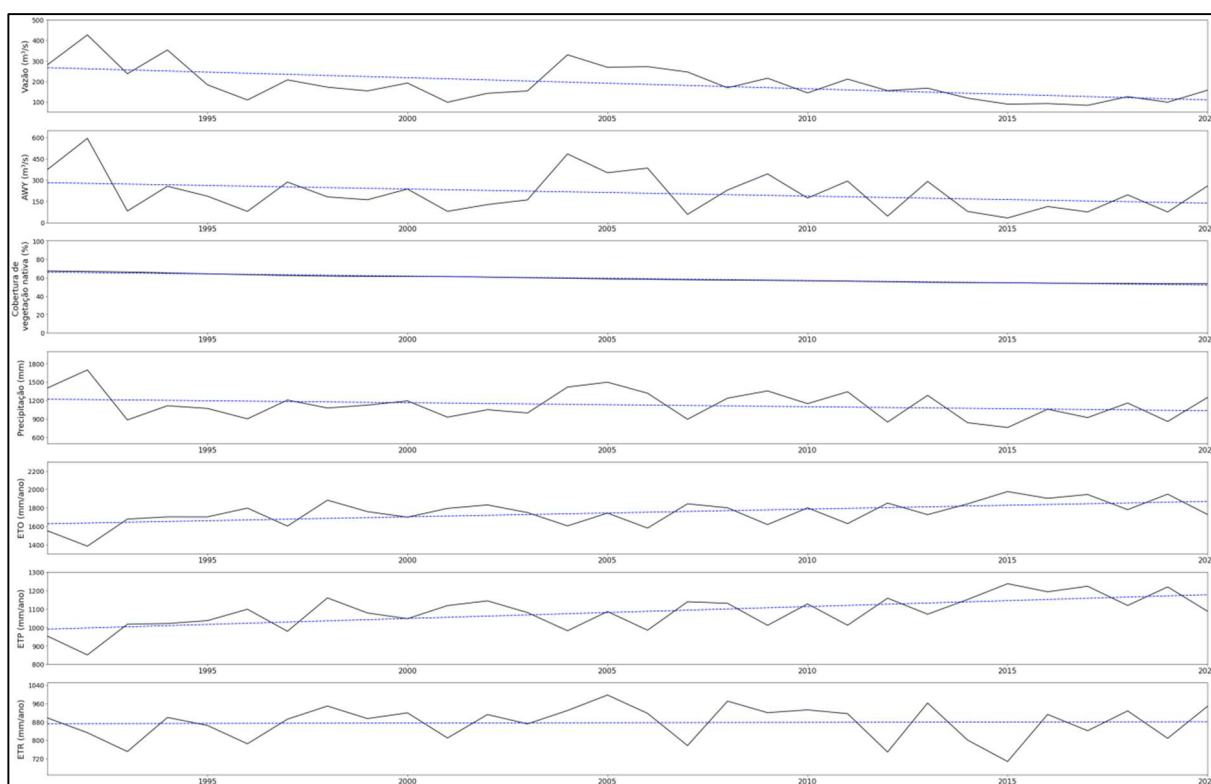


Figura 2.5 - Variação temporal das variáveis analisadas quanto à tendência observadas entre 1991 e 2020

A inclinação de Sen revela que a vazão do rio Urucuia decresceu, de forma significativa, em média 4,10 m<sup>3</sup>/s ao ano durante o período analisado. Como a precipitação não registrou tendência negativa, isso pode estar relacionado à tendência de aumento observada para a evapotranspiração de referência (ETO), ou seja, a um impacto das mudanças

climáticas nas variáveis que sustentam o cálculo de ETO. No entanto, a ETO não representa o volume final de evapotranspiração. Este valor final toma a ETO como base, mas é, primeiramente, alterado pelo uso da terra por meio do  $k_c$  (coeficiente de cultura) atribuído a cada classe (evapotranspiração potencial - ETP) e, por fim, é alterado pelos valores de precipitação por meio da curva de Budyko (evapotranspiração real - ETR). Assim, conclui-se que a hipótese de tendência monotônica da ETR deve ser rejeitada, o que, aliado à ausência de tendência para a precipitação, pode explicar a manutenção de valores de produção de água apresentados pelo modelo (AWY) nos 30 anos estudados para a bacia do rio Urucua (Tab. 2.6). Contudo, tais variações não explicam a tendência de diminuição da vazão do rio Urucua.

Pela mesma razão, a constância da ETR tampouco permitiria atribuir a diminuição da vazão à perda de vegetação nativa observada. Embora o desmatamento da região tenha causado perda de vegetação nativa da ordem de 0,45% (ou aproximadamente 11.000 hectares) ao ano (Tab. 2.6), boa parte das trocas de uso do solo reduziram o  $k_c$  de diferentes áreas, como visto na análise dos cenários testados. Assim, por mais que o desmatamento tenha grande potencial de alterar o regime hídrico, não parece ter sido determinante no caso estudado ao nível da sub-bacia hidrográfica do rio Urucua.

Destaca-se, porém, que as transformações na paisagem para um menor  $k_c$  não implicam necessariamente em melhor disponibilidade de recursos hídricos. Os maiores escoamentos resultantes disso podem se traduzir em maior aporte de sedimentos na linha do talvegue e maior potencial de inundação da bacia e déficit de água em determinados períodos causados pela desregulação do regime hídrico da bacia (Bendito; Chaves; Scariot, 2023).

Dentre os usos consuntivos com capacidade de alterar a vazão, destaca-se o uso para irrigação. Segundo o Plano Diretor de Recursos Hídricos (PDRH) da Bacia Hidrográfica do Rio Urucua (CBH rio Urucua, 2014), a irrigação é responsável por 69,5% da vazão consumida total, sendo esta representatividade distribuída desigualmente entre as sub-bacias. Neste sentido, destacam-se as bacias de São Miguel e São Domingos, cujo consumo de água é mais de 90% destinado à irrigação e registravam, respectivamente, em 2011, 34,01 e 19,41% de sua área ocupada por agricultura irrigada. Além disso, o mesmo relatório ainda destaca que a sub-bacia de São Miguel foi a única cujas demandas de água se aproximam da disponibilidade, sendo que as demais sub-bacias possuem mais saldo entre disponibilidade e demanda (CBH rio Urucua, 2014).

Assim, a tendência de queda da vazão pode então estar ligada a aspectos ou variáveis não consideradas nesta modelagem, como os usos consuntivos da água. Como parte da água

retirada para irrigação é consumida pelas plantas e outra evaporada, não retornando ao rio de onde foi retirada, isso tende a reduzir a vazão no exultório da bacia (Walker, 2023; Yin et al., 2021). Dessa forma, se houver um aumento da área irrigada, espera-se haver também uma redução de vazão do rio que a modelagem aqui realizada não foi capaz de prever por não haver considerado dados de uso consuntivo. Nesse sentido, o PDRH da Bacia Hidrográfica do Rio Urucuia atestou um aumento de 160% da área irrigada em apenas quatro anos (2006 a 2010) (CBH rio Urucuia, 2014), apontando para uma tendência de aumento da irrigação na área de estudo, que pode ser a causadora da tendência de queda das vazões medidas no rio Urucuia.

### 4.3. AVALIAÇÃO QUALITATIVA DA PRODUÇÃO DE ÁGUA

A produção anual de água média da bacia hidrográfica do rio Urucuia foi de  $6,58 \times 10^9$  m<sup>3</sup> para o período de 1991 a 2020, o que pode ser traduzido como uma vazão média de 208,56 m<sup>3</sup>/s, considerando que toda a água produzida flua para o mesmo ponto. As distribuições espaço-temporais da produção de água são apresentadas na Fig. 2.6.

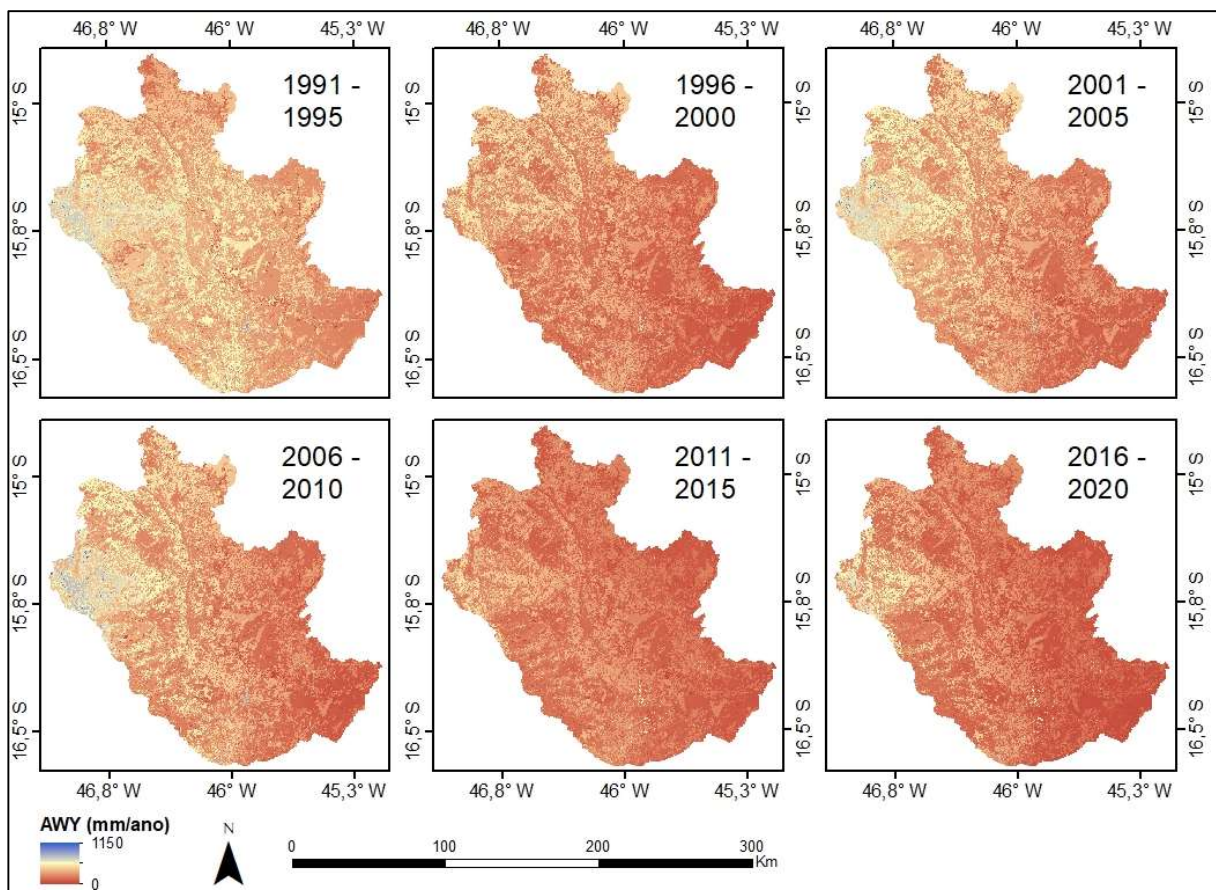


Figura 2. 6 - Média da produção anual de água (AWY) da bacia hidrográfica do rio Urucuia de água para cada 5 anos entre 1991 e 2020

A variação espacial percebida da produção de água se justifica pelas variações observadas nas variáveis de entrada do modelo. Ao comparar a Fig. 2.6 às Fig. 2.7 e 2.8

(Apêndice), é possível perceber como as áreas que resultaram em maior produção de água são as mesmas que apresentaram maiores níveis de precipitação e evapotranspiração. Isso era esperado devido às características construtivas do modelo, que se baseia em um balanço hídrico, e à maior sensibilidade do modelo a estas duas variáveis (Hamel; Guswa, 2015; Redhead et al., 2016; Sharp et al., 2020).

O padrão observado de maiores níveis de precipitação associados a menores níveis de evapotranspiração na porção oeste da bacia é o mesmo observado no PDRH da sub-bacia hidrográfica do rio Urucuia (CBH rio Urucuia, 2014). Foi também nestas mesmas áreas que se observaram as trocas mais intensas de uso do solo, notando-se um aumento de pastagem e agricultura, trazendo um equilíbrio no coeficiente  $k_c$ , mais notadamente nas sub-bacias de São Domingos, Piratinga, Alto Urucuia e São Miguel (Fig. 2.9 – Apêndice). Essa junção de fatores justifica a maior produção de água observada neste mesmo sentido, de oeste a leste da bacia (Fig. 2.6).

A precipitação anual média foi de 1.126,16 mm/ano, enquanto a evapotranspiração de referência anual média foi de 1.747,61 mm/ano. Mais uma vez, os valores são comparáveis aos do PDRH, já que nele os valores de evapotranspiração potencial também superaram os níveis de precipitação e o balanço hídrico mostrou um déficit na época seca que não foi superado pelo excedente na época chuvosa (CBH rio Urucuia, 2014). Ainda assim, como o modelo impede que um pixel registre um valor negativo de produção de água e, assim, não é percebido um déficit nos resultados aqui observados, pois estes pixels (deficitários) apenas retornam uma produção de água nula (0 mm/ano).

## 5. CONCLUSÃO

O modelo AWY do software Invest se mostrou um bom estimador da vazão do rio Urucuia pelos avaliadores  $R^2$  e PBIAS, mas se mostrou insatisfatório pelo coeficiente de Nash-Sutcliffe.

Os efeitos das mudanças do uso da terra na produção de água na sub-bacia do rio Urucuia dependem da alteração do potencial de evapotranspiração ( $k_c$ ). De modo geral, as alterações de uso e cobertura da terra ocorrido na área de estudo não afetaram substancialmente os valores de  $k_c$  no período estudado e, por isso, não afetaram a produção de água modelada.

A análise das tendências revelou queda significativa da vazão do rio Urucuia, mas não da saída do modelo AWY. Do mesmo modo, não foi observada tendência significativa de diminuição da precipitação ou de aumento da evapotranspiração na área e período de estudo. Assim, a redução percebida da vazão do rio pode estar relacionada diretamente ao aumento da área irrigada na bacia do rio Urucuia.

Por fim, a análise qualitativa da produção de água indica uma tendência de maiores saldos entre precipitação e evapotranspiração real no sentido de leste a oeste na área de estudo. Isto pode estar sendo motivado pelo padrão percebido de precipitação e evapotranspiração de referência.

## OBSERVAÇÕES FINAIS

A modelagem dos serviços ecossistêmicos ligados a recursos hídricos é uma ferramenta importante para o gerenciamento dos recursos hídricos. As informações adquiridas pela sua modelagem permitem fundamentar políticas de mitigação e adaptação às mudanças climáticas, além de elucidar os impactos sofridos pelos recursos hídricos em resposta ao uso e ocupação do solo. No entanto, a aquisição de dados para a modelagem pode ser um desafio pela escassez de dados gerada tanto pela falta de estações meteorológicas quanto por falhas em suas séries de dados, para o qual os scripts desenvolvidos se mostraram eficientes em auxiliar nestes procedimentos.

Nesse sentido, volta-se especial atenção ao Cerrado, um bioma que abrange importantes bacias hidrográficas, vem sendo intensamente desmatado, tem se tornado mais seco e com menores níveis de precipitação e seus rios têm demonstrado tendência de diminuição de vazão (Campos; Chaves, 2020; Hofmann et al., 2021; Silva et al., 2021). Como visto, o rio Urucuia também apresentou tendência de diminuição de vazão no mesmo período de um grande aumento de área irrigada na sua área de drenagem (CBH rio Urucuia, 2014). A adição deste tipo de uso consuntivo à modelagem pode melhorar a eficiência do modelo, que não foi satisfatório para estimar a vazão do rio, sendo essa uma possibilidade para futuras pesquisas.

Os cenários testados revelaram como a alteração do uso do solo pouco alterou a resposta do modelo *Annual Water Yield* - AWY. No entanto, decisões baseadas neste modelo devem ser tomadas com cautela, pois mesmo que se considere um mesmo potencial de evapotranspiração, os recursos hídricos também são impactados pela capacidade da área de drenagem em reter sedimentos. É necessária, portanto, uma visão holística dos serviços ecossistêmicos, levando em consideração todos os aspectos do *trade-off* resultante da troca da vegetação nativa por agroecossistemas (Lee; Lautenbach, 2016).

Portanto, este trabalho traz ferramentas que visam a auxiliar na modelagem de serviços ecossistêmicos e resultados da modelagem de produção de água da bacia estudada numa série temporal de 30 anos, que podem subsidiar não apenas novos estudos, mas também políticas públicas de gerenciamento dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Urucuia.



## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLEN, R. G. et al. Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. In: FAO Irrigation and drainage paper 56, Roma. 1998.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ANESEYEE, A. B. et al. Evaluation of Water Provision Ecosystem Services Associated with Land Use/Cover and Climate Variability in the Winike Watershed, Omo Gibe Basin of Ethiopia. **Environmental Management**, v. 69, n. 2, p. 367–383, 2022.
- AZEVEDO, L. M. N. (2017). **Calibração, validação e aplicação do modelo InVEST para a estimativa de benefícios aos serviços ecossistêmicos na bacia do Ribeirão Pimiripau (DF/GO)**. Dissertação de mestrado em Ciências Florestais. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília (UnB), Brasília/DF, 2017, 98p.
- BENDITO, B. P. C.; CHAVES, H. M. L.; SCARIOT, A. Erosion and Sedimentation Processes in a Semi-Arid Basin of the Brazilian Savanna under Different Land Use, Climate Change, and Conservation Scenarios. **Water**, v. 15, n. 3, 2023.
- BENDITO, B. P. C. (2023). **Modelagem hidrossedimentológica e dos serviços ecossistêmicos da bacia do rio Pardo (MG) em função do uso e cobertura do solo e do clima**. Tese de doutorado em Ciências Florestais. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília (UnB), Brasília/DF, 2023, 114p.
- BIER, A. A.; FERRAZ, S. E. T. Comparação de Metodologias de Preenchimento de Falhas em Dados Meteorológicos para Estações no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 32, n. 2, p. 215–226, 2017.
- BLAIN, G. C. Removing the influence of the serial correlation on the Mann-Kendall test. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 29, n. 2, p. 161-170, 2014.
- BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, v. 63, n. 2–3, p. 616–626, 2007.
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, 9 jan. 1997.
- BRUBACHER, J. P.; OLIVEIRA, G. G. de; GUASSELLI, L. A. Preenchimento de Falhas e Espacialização de Dados Pluviométricos: Desafios e Perspectivas. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 35, n. 4, p. 615–629, 2020.
- CAMPOS, J. de O.; CHAVES, H. M. L. Tendências e Variabilidades nas Séries Históricas de Precipitação Mensal e Anual no Bioma Cerrado no Período 1977-2010. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 35, n. 1, p. 157–169, 2020.
- CARVALHO, F. M. V. de et al. Padrões de autocorrelação espacial de índices de vegetação MODIS no bioma Cerrado. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 279–290, 2008.

CARVALHO, F. M. V. de; DE MARCO, P.; FERREIRA, L. G. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. **Biological Conservation**, v. 142, n. 7, p. 1392–1403, 2009.

CASAGRANDE, E. et al. Water balance partitioning for ecosystem service assessment. A case study in the Amazon. **Ecological Indicators**, v. 121, 2021.

CBH rio Urucuia – Comitê da Bacia Hidrográfica do rio Urucuia. Plano Diretor de Recursos Hídricos – Bacia Hidrográfica do Rio Urucuia – Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos SF8. 2014. Disponível em: <http://repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/handle/123456789/674>. Acesso em abr. 2024.

CODEVASF – Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba. Análise multitemporal da dinâmica de alteração da conformação do leito do rio São Francisco – trecho médio. Resumo Executivo do Relatório Final, Brasília/DF, 2002. Disponível em: [https://cdn.agenciapeixe vivo.org.br/media/2019/06/An%C3%A1lise-Multitemporal-da-Din%C3%A2mica-de-Altera%C3%A7%C3%A3o-da-Conforma%C3%A7%C3%A3o-do-Leito-do-SF\\_Trecho-M%C3%A9dio.pdf](https://cdn.agenciapeixe vivo.org.br/media/2019/06/An%C3%A1lise-Multitemporal-da-Din%C3%A2mica-de-Altera%C3%A7%C3%A3o-da-Conforma%C3%A7%C3%A3o-do-Leito-do-SF_Trecho-M%C3%A9dio.pdf). Acesso em: jul. 2023.

CONCEIÇÃO-BISPO, P. da et al. Overlooking vegetation loss outside forests imperils the Brazilian Cerrado and other non-forest biomes. **Nature Ecology & Evolution**, v. 8, n. 1, p. 12–13, 2023.

DANESHI, A. et al. Modelling the impacts of climate and land use change on water security in a semi-arid forested watershed using InVEST. **Journal of Hydrology**, v. 593, 2021.

DANIELESCU, S. Development and Application of ETCalc, a Unique Online Tool for Estimation of Daily Evapotranspiration. **Atmosphere-Ocean**, v. 3, p. 135–147, 2023.

DUARTE, Y. C. N.; SENTELHAS, P. C. NASA/POWER and DailyGridded weather datasets - how good they are for estimating maize yields in Brazil? **International Journal of Biometeorology**, v. 64, p. 319–329, 2020.

EJIGU, M. T. Overview of water quality modeling. **Cogent Engineering**, v. 8, n. 1, 2021.

ESPÍRITO-SANTO, M. M. et al. Understanding patterns of land-cover change in the Brazilian Cerrado from 2000 to 2015. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 371, 2016.

FENICIA, F.; MCDONNELL, J. J. Modeling streamflow variability at the regional scale: (1) perceptual model development through signature analysis. **Journal of Hydrology**, v. 605, 2022.

FOX, D. G. Judging Air Quality Model Performance. **Bulletin American Meteorological Society**, v. 62, n. 5, p. 599–609, 1981.

GIOVANELLA, T. H. et al. Desempenho de Métodos de Preenchimento de Falhas em Dados de Evapotranspiração de Referência para Região Oeste do Paraná. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 36, n. 3, p. 412–422, 2021.

GOCIC, M.; TRAJKOVIC, S. Software for estimating reference evapotranspiration using limited weather data. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 71, p. 158–162, 2010.

- GRIZZETTI, B. et al. Assessing water ecosystem services for water resource management. **Environmental Science & Policy**, v. 61, p. 194–203, 2016.
- GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P. O. Status of Automatic Calibration for Hydrologic Models: Comparison with Multilevel Expert Calibration. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 4, n. 2, p. 135–143, 1999.
- HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN-YOUNG, M. Revision of the common international classification for ecosystem services (CICES V5.1): a policy brief. *One Ecosystem*, 3, e27108. DOI: 10.3897/oneeco.3.e27108.
- HAMEL, P.; GUSWA, A. J. Uncertainty analysis of a spatially-explicit annual water-balance model. **Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss**, v. 11, p. 11001–11036, 2015.
- HARGREAVES, G. L.; HARGREAVES, G. H.; RILEY, J. P. Irrigation water requirements for Senegal river basin. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 111, n. 3, p. 265–275, 1985.
- HASAN, S. S. et al. Impact of land use change on ecosystem services: A review. **Environmental Development**, v. 34, 2020.
- HE, J.; ZHAO, Y.; WEN, C. Spatiotemporal Variation and Driving Factors of Water Supply Services in the Three Gorges Reservoir Area of China Based on Supply-Demand Balance. **Water**, v. 14, n. 14, 2022.
- HOFMANN, G. S. et al. The Brazilian Cerrado is becoming hotter and drier. **Global Change Biology**, v. 27, n. 17, p. 4060–4073, 2021.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção Agrícola Municipal, 2021. Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9117-producao-agricola-municipal-culturas-temporarias-e-permanentes.html>>. Acesso em: jul. 2023.
- KATSANOS, D.; RETALIS, A.; MICHAELIDES, S. Validation of a high-resolution precipitation database (CHIRPS) over Cyprus for a 30-year period. **Atmospheric Research**, v. 169, p. 459–464, 2016.
- KENDALL, M. G. **Rank correlation methods**. 4. Ed. Londres: Charles Griffin, 1975. 202 p.
- KHAN, I. et al. Do changes in land use, water bodies, and grazing pastures have a detrimental influence on environmental quality? Opportunities and threats to long-term growth. **Journal of Environmental Management**, v. 325, 2023.
- KIM, H. J. et al. A novel multi-scale parameter estimation approach to the Hargreaves-Samani equation for estimation of Penman-Monteith reference evapotranspiration. **Agricultural Water Management**, v. 275, 2023.
- KRAUSE, P.; BOYLE, D. P.; BÄSE, F. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. **Advances in Geosciences**, v. 5, p. 89–97, 2005.
- KRETZ, L. et al. Plant structural diversity alters sediment retention on and underneath herbaceous vegetation in a flume experiment. **PLOS ONE**, v. 16, n. 3, 2021.

LAI, Y. et al. Estimating evapotranspiration from soil moisture using the improved soil water balance method in cold mountainous areas. **Journal of Hydrology X**, v. 20, 2023.

LEE, H.; LAUTENBACH, S. A quantitative review of relationships between ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 340-351, 2016.

LYU, R. et al. Towards a sustainable nature reserve management: Using Bayesian network to quantify the threat of disturbance to ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 58, 2022.

MACHADO, R. D. et al. Generation of 441 typical meteorological year from INMET stations – Brazil. *In*: ISES SWC2019 / SHC2019, 2019, Santiago, Chile. **Anais**. Santiago: ISES, 2019.

MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomas – Coleção 7 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**. Disponível em: <<https://brasil.mapbiomas.org/>>. Acesso em: jul. 2024. MAPBIOMAS

MAPBIOMAS. RAD2023: Relatório Anual do Desmatamento no Brasil 2023. São Paulo, Brasil, 2024. 154 p. Disponível em: <https://alerta.mapbiomas.org>. Acesso em: mai. 2024.

MARDIKIS, M. G.; KALIVAS, D. P.; KOLLIAS, V. J. Comparison of Interpolation Methods for the Prediction of Reference Evapotranspiration - An Application in Greece. **Water Resources Management**, v. 19, p. 251–278, 2005.

MATA, C. L. et al. Avaliação multitemporal da susceptibilidade erosiva na Bacia do Rio Urucuia (MG) por meio da equação universal de perda de solos. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 8, n. 2, p. 57–71, 2007.

MEA - Millenium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005. 155 p.

MELLO, Y. R. DE; KOHLS, W.; OLIVEIRA, T. M. N. DE. Uso de diferentes métodos para o preenchimento de falhas em estações pluviométricas. **Boletim de Geografia**, v. 35, n. 1, p. 112–121, 2017.

MELTON, F. S. et al. OpenET: Filling a Critical Data Gap in Water Management for the Western United States. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 58, n. 6, p. 971–994, 2022.

MORIASI, D. N. et al. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 885–900, 2007.

MU, Q.; ZHAO, M.; RUNNING, S. W. Brief Introduction to MODIS Evapotranspiration Data Set (MOD16). **Water Resources Research**, v. 45, 2005.

MURADIAN, R.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E. Beyond ecosystem services and nature's contributions: Is it time to leave utilitarian environmentalism behind? **Ecological Economics**, v. 185, 2021.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models part I— A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282–290, 1970.

OLIVEIRA FILHO, E. R. de. Revitalização por barriguiha na Bacia Hidrográfica do Rio Urucuia - Minas Gerais. **Revista Humboldt**, v. 1, n. 1, 2020.

- PAPPAS, C.; PAPALEXIOU, S. M.; KOUTSOYIANNIS, D. A quick gap filling of missing hydrometeorological data. **Journal of Gophysical Research: Atmospheres**, v. 119, p. 9290–9300, 2014.
- PARENTE, L. et al. Quality assessment of the PRODES Cerrado deforestation data. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 21, 2021.
- PATAKAMURI, S. K.; MUTHIAH, K.; SRIDHAR, V. Long-Term Homogeneity, Trend, and Change-Point Analysis of Rainfall in the Arid District of Ananthapuramu, Andhra Pradesh State, India. **Water**, v. 12, 2020.
- PENG, L. et al. Determinants of the ratio of actual to potential evapotranspiration. **Global Change Biology**, v. 25, n. 4, p. 1326–1343, 2019.
- PIRES, M. O. ‘Cerrado’, old and new agricultural frontiers. **Brazilian Political Science Review**, v. 14, n. 3, 2020.
- RADCHENKO, I. et al. Simulating Water Resource Availability under Data Scarcity—A Case Study for the Ferghana Valley (Central Asia). **Water**, v. 6, n. 11, p. 3270–3299, 2014.
- RAHMAN, N. et al. Quantification of rainfall, temperature, and reference evapotranspiration trend and their interrelationship in sub-climatic zones of Bangladesh. **Heliyon**, v. 9, 2023.
- REDHEAD, J. W. et al. Empirical validation of the InVEST water yield ecosystem service model at a national scale. **Science of the Total Environment**, v. 569–570, p. 1418–1426, 2016.
- RODRIGUES, L. G. et al. Desenvolvimento de software para o manejo da irrigação utilizando a evapotranspiração da cultura. **RECoDAF**, v. 7, n. 1, p. 66–90, 2021.
- RUEZZENE, C. B. et al. Revisão bibliográfica dos principais métodos de preenchimento de falhas em dados de precipitação. **Brazilian Journal of Business**, v. 2, n. 3, p. 2057–2071, 2020.
- BENDITO, B. P. C. (2023). **Modelagem hidrossedimentológica e dos serviços ecossistêmicos da bacia do rio Pardo (MG) em função do uso e cobertura do solo e do clima**. Tese de doutorado em Ciências Florestais. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília (UnB), Brasília/DF, 2023, 114p.
- SAAD, S. I. (2015). **Modelagem e valoração dos serviços ambientais hidrológicos na recuperação da vegetação no Ribeirão das Posses, Extrema, MG**. Tese de doutorado em Ciência Ambiental. Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, São Paulo/SP, 2015, 169 p.
- SALMONA, Y. B. et al. A Worrying Future for River Flows in the Brazilian Cerrado Provoked by Land Use and Climate Changes. **Sustainability**, v. 15, n. 5, 2023.
- SANO, E. E. et al. Mapeamento de cobertura vegetal do bioma Cerrado: estratégias e resultados. 1 ed. Planaltina/DF: EMBRAPA Cerrados, 2007, 30 p.
- SANTOS, S. A. dos; CHEREM, L. F. S. Estrutura espacial e temporal das Unidades de Conservação no Cerrado: heterogeneidade combinada em prol da conservação. **Sociedade & Natureza**, v. 35, n. 1, 2022.

- SCHENK, H. J.; JACKSON, R. B. Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. **Journal of Ecology**, v. 90, n. 3, p. 480–494, 2002.
- SCHRÖTER, M. et al. Refocusing ecosystem services towards sustainability. **Ecosystem Services**, v. 25, p. 35–43, 2017.
- SEN, P. K. Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's Tau. **Journal of the American Statistical Association**, v. 63, n. 324, p. 1379–1389, 1968.
- SHARP, R. et al. InVEST 3.11.0. User's Guide. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://invest-userguide.readthedocs.io/en/latest/>. Acesso em: jul. 2023.
- SILVA, A. L. DA et al. Water appropriation on the agricultural frontier in western Bahia and its contribution to streamflow reduction: Revisiting the debate in the Brazilian cerrado. **Water**, v. 13, n. 8, 2021.
- SIQUEIRA, P. P. et al. Effects of climate and land cover changes on water availability in a Brazilian Cerrado basin. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 37, 2021.
- STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, 2017.
- TAKELE, G. S. et al. Hydrological modeling in the Upper Blue Nile basin using soil and water analysis tool (SWAT). **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 8, n. 1, p. 277–292, 2022.
- THORP, K. R. pyfao56: FAO-56 evapotranspiration in Python. **SoftwareX**, v. 19, 2022.
- TRIGUEIRO, W. R.; NABOUT, J. C.; TESSAROLO, G. Uncovering the spatial variability of recent deforestation drivers in the Brazilian Cerrado. **Journal of Environmental Management**, v. 275, 2020.
- URETA, J. C. et al. Quantifying the landscape's ecological benefits - an analysis of the effect of land cover change on ecosystem services. **Land**, v. 10, n. 1, 2021.
- VALENCIA, J. B. et al. Assessing the Effectiveness of the Use of the InVEST Annual Water Yield Model for the Rivers of Colombia: A Case Study of the Meta River Basin. **Water**, v. 15, n. 8, 2023.
- VAN LIEW, M. W. et al. Suitability of SWAT for the Conservation Effects Assessment Project: Comparison on USDA Agricultural Research Service Watersheds. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 12, n. 2, p. 173–189, 2007.
- VREMEC, M.; COLLENTEUR, R. A.; BIRK, S. PyEt - a Python package to estimate potential and reference evapotranspiration. **Geoscientific Model Development: Discussions**, 2021. *Preprint*.
- WALKER, G. Risk of stream loss from changing irrigation, climate and groundwater extraction on the southern riverine plain of the Murray-Darling Basin in south-eastern Australia. **Australian Journal of Water Resources**, v. 27, n. 2, p. 289–310, 2023.
- WANNIARACHCHI, S.; SARUKKALIGE, R. A Review on Evapotranspiration Estimation in Agricultural Water Management: Past, Present, and Future. **Hydrology**, v. 9, n. 7, 2022.

WILLMOTT, C. J.; ROBESON, S. M.; MATSUURA, K. A refined index of model performance. **International Journal of Climatology**, v. 32, p. 2088–2094, 2012.

XAVIER, A. C.; CECÍLIO, R. A.; LIMA, J. S. de. Módulos em Matlab para interpolação especial pelo método de Krigagem ordinária e do inverso da distância. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 62, n. 1, p. 67–76, 2010.

XAVIER, A. C.; KING, C. W.; SCANLON, B. Daily gridded meteorological variables in Brazil (1980–2013). **International Journal of Climatology**, v. 36, p. 2644–2659, 2016.

YANG, J. et al. Climate and land use change impacts on water yield ecosystem service in the Yellow River Basin, China. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, n. 3, 2021.

YIN, Z. et al. Irrigation, damming, and streamflow fluctuations of the Yellow River. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 25, n. 3, p. 1133–1150, 2021.

YU, Y. et al. Using InVEST to evaluate water yield services in Shangri-La, Northwestern Yunnan, China. **PeerJ**, v. 10, 2022.

## APÊNDICE



Link 1 - Guia do usuário dos scripts ETO\_calc.py e Filling\_gaps.py:

[https://drive.google.com/drive/folders/1c2yR\\_lkkc2LJPDcirp69nazVVoq5IGA9?usp=sharing](https://drive.google.com/drive/folders/1c2yR_lkkc2LJPDcirp69nazVVoq5IGA9?usp=sharing)

Tabela A – Valores observados para Evapotranspiração de Referência (ETO) e Precipitação para a série temporal de 1991 a 2020.

<b>Ano</b>	<b>ETO anual acumulada (mm/ano)</b>	<b>Precipitação anual acumulada (mm/ano)</b>
1991	1550,20	1401,31
1992	1382,95	1696,25
1993	1677,06	881,195
1994	1701,40	1112,87
1995	1701,01	1068,84
1996	1796,62	899,03
1997	1601,20	1205,60
1998	1882,76	1075,65
1999	1758,22	1122,68
2000	1697,69	1191,72
2001	1793,36	926,036
2002	1830,82	1047,81
2003	1748,09	994,53
2004	1603,07	1417,17
2005	1742,27	1496,29
2006	1579,34	1316,87
2007	1843,01	892,21
2008	1799,49	1235,92
2009	1617,21	1354,49
2010	1799,18	1146,42
2011	1627,74	1340,98
2012	1850,93	846,42
2013	1725,65	1282,09
2014	1842,05	836,27
2015	1976,14	757,78
2016	1902,59	1056,24
2017	1944,30	919,57
2018	1779,48	1157,19
2019	1948,11	856,46
2020	1726,32	1249,01

Tabela B - Alterações de uso do solo na área de estudo para o primeiro e o último ano da série temporal.

Classe de uso	Área em 1991 (km <sup>2</sup> )	Área em 2020 (km <sup>2</sup> )	Uso destinado 1991-2020 (km <sup>2</sup> )	
Floresta	985,3	932,6	Floresta	750,8
			Savana	57,1
			Silvicultura	8,3
			Campo Alagado	7,6
			Formação Campestre	0,8
			Pastagem	53,1
			Mosaico	31,7
			Outras áreas NV	0,1
			Água	2,0
			Agricultura	91,2
Savana	12.510,1	9.557,4	Floresta	104,5
			Savana	8.895,7
			Silvicultura	92,9
			Campo Alagado	14,9
			Formação Campestre	19,6
			Pastagem	1.735,4
			Mosaico	273,8
			Uso urbano	1,5
			Outras áreas NV	8,0
			Água	7,9
Agricultura	781,4			
Silvicultura	101,0	155,9	Floresta	4,3
			Savana	17,3
			Silvicultura	1,0
			Campo Alagado	0,0
			Formação Campestre	0,6
			Pastagem	4,5
			Mosaico	2,0
			Outras áreas NV	0,0
			Água	0,0
			Agricultura	71,9
Campo alagado	359,6	348,1	Floresta	9,6
			Savana	12,9
			Silvicultura	0,2
			Campo Alagado	268,7
			Formação Campestre	4,5
			Pastagem	19,3
			Mosaico	3,1
			Uso urbano	0,0
			Outras áreas NV	1,1

			Água	4,3
			Agricultura	8,7
Formação campestre	3.232,0	2.739,7	Floresta	3,1
			Savana	37,0
			Silvicultura	19,3
			Campo Alagado	1,7
			Formação Campestre	2.630,5
			Pastagem	461,8
			Mosaico	79,5
			Uso urbano	0,8
			Outras áreas NV	69,2
			Água	0,6
			Agricultura	289,4
Pastagem	3.860,3	5.924,6	Floresta	18,0
			Savana	389,9
			Silvicultura	15,5
			Campo Alagado	3,0
			Formação Campestre	48,1
			Pastagem	2.419,2
			Mosaico	537,5
			Uso urbano	4,4
			Outras áreas NV	5,6
			Água	1,8
			Agricultura	429,6
Mosaico de usos	3.025,7	2.181,5	Floresta	27,8
			Savana	123,7
			Silvicultura	12,2
			Campo Alagado	1,8
			Formação Campestre	24,2
			Pastagem	1.165,5
			Mosaico	1.223,4
			Uso urbano	2,0
			Outras áreas NV	14,4
			Água	0,8
			Agricultura	641,6
Uso urbano	6,7	19,0	Uso urbano	6,9
Outras áreas não vegetadas (NV)	214,2	254,3	Floresta	0,3
			Savana	2,8
			Silvicultura	1,8
			Campo Alagado	0,2
			Formação Campestre	8,3
			Pastagem	14,9
			Mosaico	10,0

			Uso urbano	3,4
			Outras áreas NV	154,2
			Água	0,0
			Agricultura	4,6
Afl, Rochoso	0,2	0,2	Afl, Rochoso	0,2
Água	124,8	56,1	Floresta	11,4
			Savana	15,6
			Silvicultura	0,0
			Campo Alagado	50,0
			Formação Campestre	2,3
			Pastagem	5,9
			Mosaico	5,0
			Uso urbano	0,0
			Outras áreas NV	0,9
			Água	38,2
			Agricultura	0,2
Agricultura	947,4	3.197,8	Floresta	2,7
			Savana	5,4
			Silvicultura	4,6
			Campo Alagado	0,3
			Formação Campestre	0,8
			Pastagem	45,0
			Mosaico	15,5
			Uso urbano	0,0
			Outras áreas NV	0,7
			Água	0,5
			Agricultura	879,1

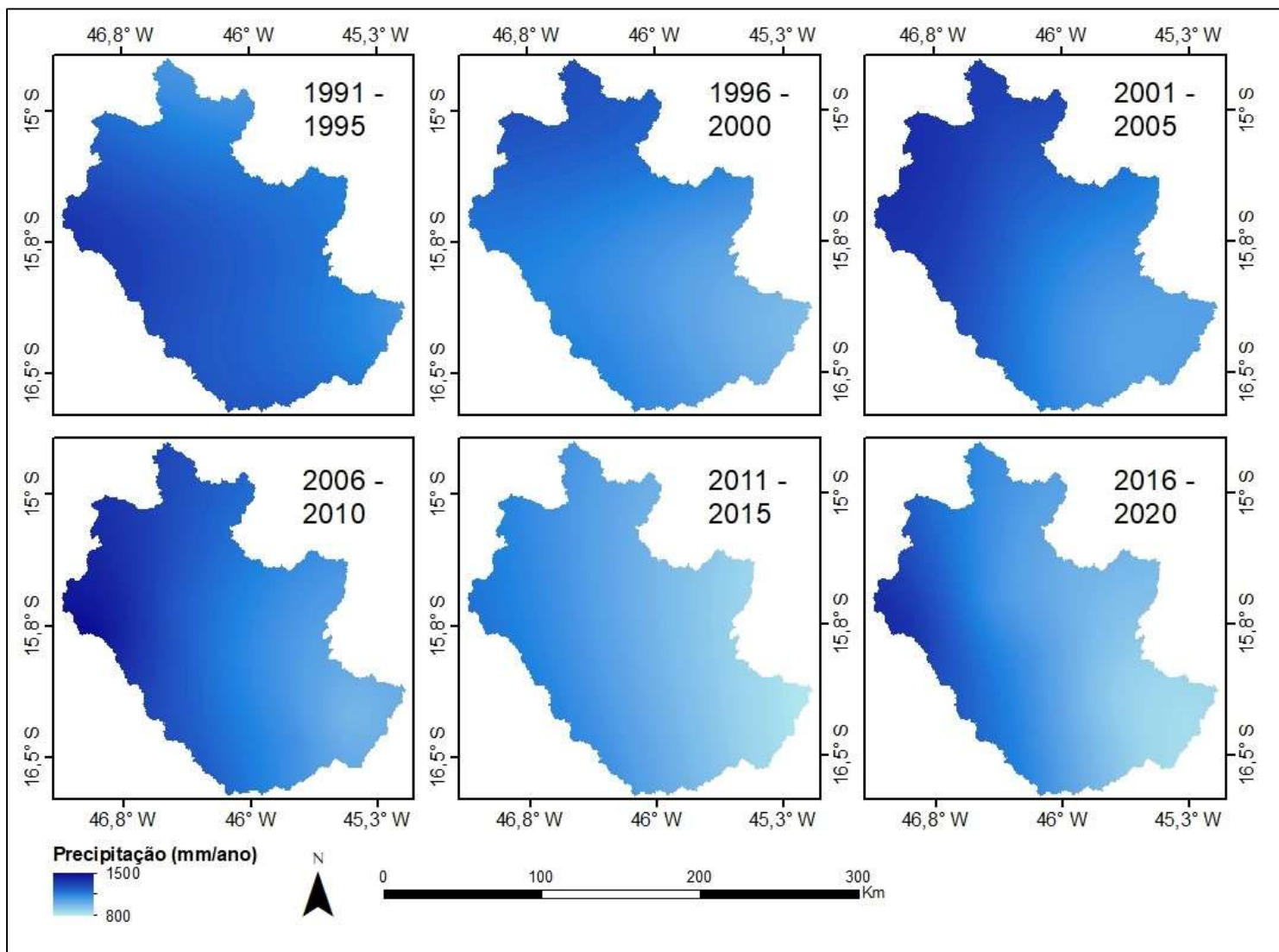


Figura 2. 7 - Médias das precipitações anuais para cada cinco anos da bacia hidrográfica do rio Urucuia

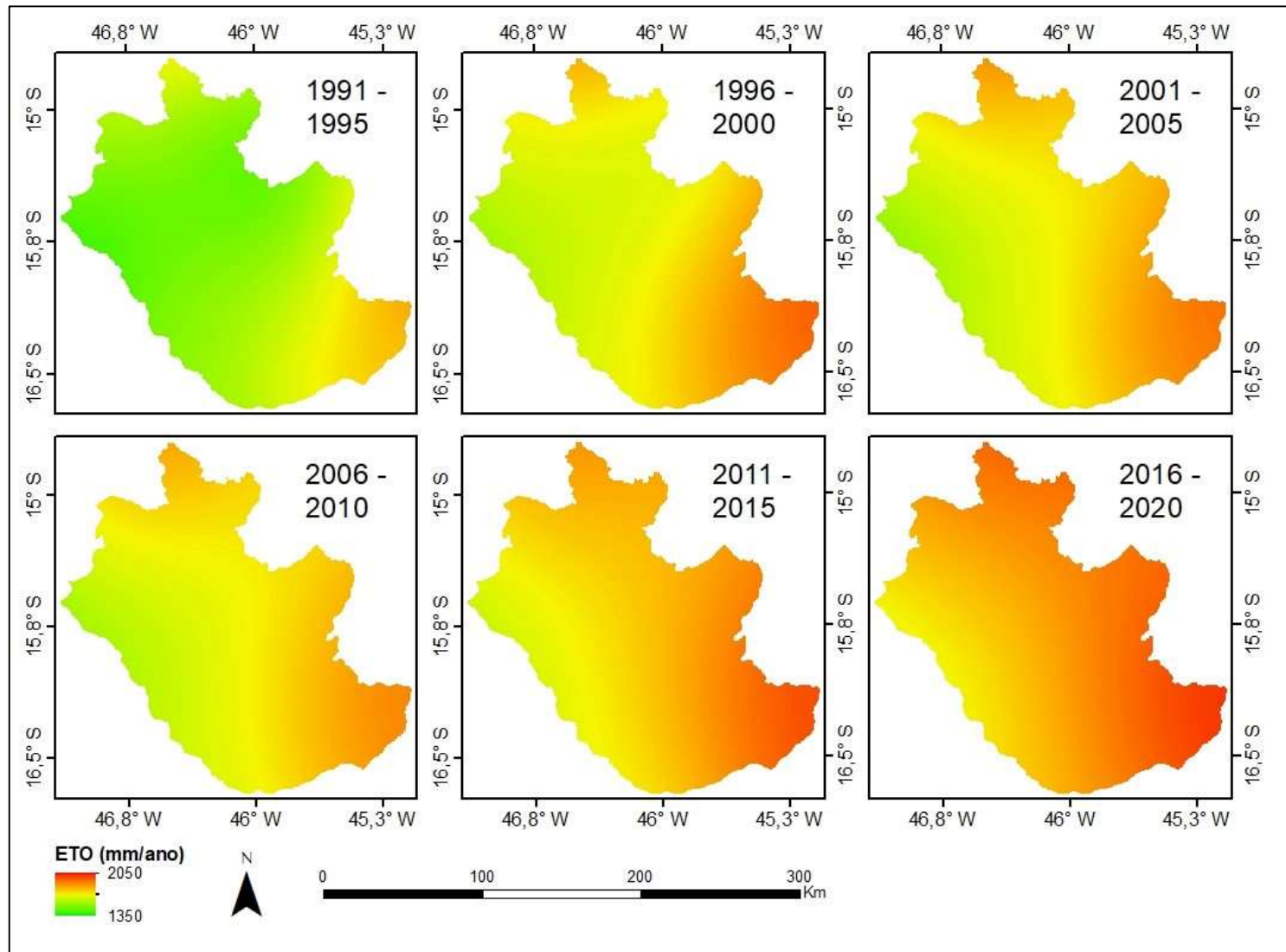


Figura 2. 8 - Médias das evapotranspirações de referência anuais para cada cinco anos da bacia hidrográfica do rio Urucua

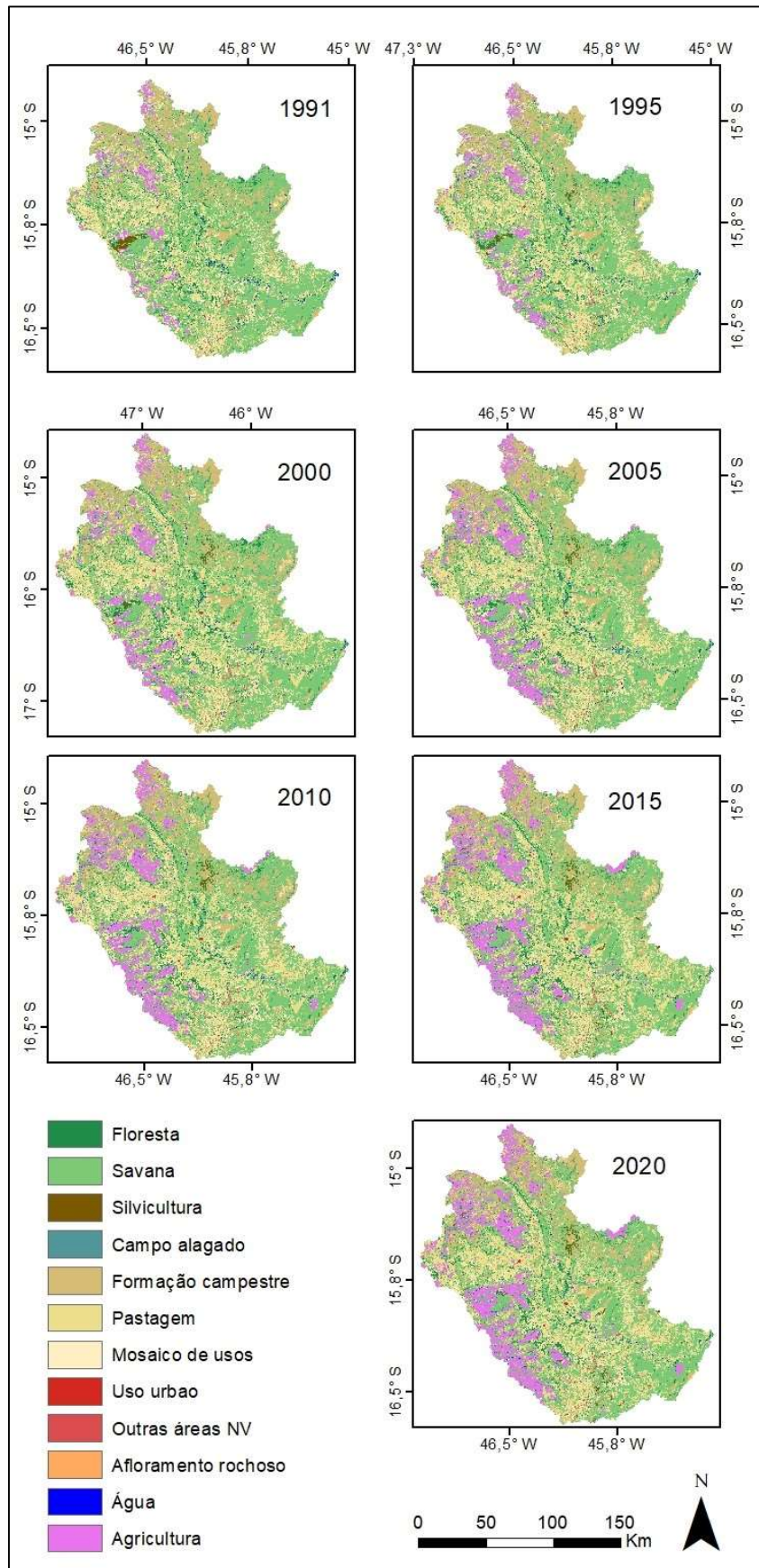


Figura 2. 9 - Uso do solo da bacia hidrográfica do rio Urucuiá a cada cinco anos