



UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA  
FACULDADE DE ENGENHARIA  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL



**Sarah Christina Ribeiro Antunes**

**INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA EVAPOTRANSPIRAÇÃO  
UTILIZANDO TÉCNICAS DE SENSORIAMENTO REMOTO PARA A BACIA DO  
XINGU**

*Influence of use and occupation of soil in Evapotranspiration using remote sensing  
techniques for the Xingu Basin*

**Juiz de Fora**

**2023**

**Sarah Christina Ribeiro Antunes**

**INFLUÊNCIA DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA EVAPOTRANSPIRAÇÃO  
UTILIZANDO TÉCNICAS DE SENSORIAMENTO REMOTO PARA A BACIA DO  
XINGU**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito necessário à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento e Meio Ambiente. Linha de Pesquisa: Monitoramento e Gestão de Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Celso Bandeira de Melo Ribeiro

**Juiz de Fora**

**2023**

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Antunes, Sarah Christina Ribeiro.

Influência do uso e ocupação do solo na evapotranspiração utilizando técnicas de sensoriamento remoto para a Bacia do Xingu / Sarah Christina Ribeiro Antunes. -- 2023.

167 p.

Orientador: Celso Bandeira de Melo Ribeiro

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Faculdade de Engenharia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2023.

1. Evapotranspiração. 2. Google Earth Engine. 3. Mudanças na cobertura do solo. 4. Xingu. I. Ribeiro, Celso Bandeira de Melo, orient. II. Título.

Sarah Christina Ribeiro Antunes

**Influência do uso e ocupação do solo na evapotranspiração utilizando técnicas de sensoriamento remoto para a Bacia do Xingu**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento e Meio Ambiente.

Aprovada em 3 de maio de 2023.

BANCA EXAMINADORA

**Prof. Dr. Celso Bandeira de Melo Ribeiro** - Orientador e Presidente da banca  
Universidade Federal de Juiz de Fora

**Prof. Dr. Frederico Terra de Almeida**  
Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT

**Dr. Ricardo Guimarães Andrade**  
EMBRAPA/UFJF

Juiz de Fora, 18/04/2023.



Documento assinado eletronicamente por **Ricardo Guimarães Andrade, Usuário Externo**, em 08/05/2023, às 10:11, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Frederico Terra de Almeida, Usuário Externo**, em 09/05/2023, às 18:57, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Celso Bandeira de Melo Ribeiro, Professor(a)**, em 01/06/2023, às 17:56, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no Portal do SEI-Ufjf ([www2.ufjf.br/SEI](http://www2.ufjf.br/SEI)) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **1241329** e o código CRC **9D71313E**.

“Ele me invocará e eu responderei: “Na angústia estarei com ele, livra-lo-ei e o glorificarei; saciá-lo-ei com longos dias e lhe mostrarei a minha salvação”.” (Sl 91, 15-16).

## AGRADECIMENTOS

Início meus agradecimentos referenciando minha querida mãe, Maria Inês, razão pela qual iniciei este mestrado, e hoje termino com excelência e gratidão por todos os seus esforços e amor a mim concedidos.

À Deus, por me proteger e guiar nos momentos mais difíceis, fortalecendo minha jornada com muita fé.

Aos meus familiares, pelo suporte, paciência e amor durante toda essa etapa, em especial ao meu pai, Sebastião, meu noivo Gabriel, e aos meus pets, Joaquim e Lola.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PEC) da Universidade Federal de Juiz de Fora, pela estrutura concedida para a realização do trabalho.

Ao professor Dr. Celso Bandeira, pelos conhecimentos, orientação e disposição a mim concedidas.

Ao Mestre Ricardo Neves e o Dr. Augusto Getirana, pelas valiosas contribuições e auxílio nas programações realizadas, fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos membros desta banca, Dr. Ricardo Andrade e Dr. Frederico Almeida, pela disponibilidade em contribuir com essa pesquisa.

Aos demais professores do PEC por seus ensinamentos e pelo aporte à minha formação profissional.

Aos amigos de vida e aos colegas do PEC pela força, apoio e incentivo na pesquisa acadêmica.

Sou gratidão por toda essa trajetória. Obrigada!!

## RESUMO

As modificações no uso e cobertura do solo de uma bacia têm impactos significativos nos processos hidrológicos e nas variáveis do balanço hídrico, tais como a evapotranspiração real (ET<sub>r</sub>), componente do ciclo hidrológico avaliada como uma das mais afetadas pela alteração do tipo de cobertura da superfície. Aliado ao fato, a técnica do sensoriamento remoto vem se tornando uma excelente ferramenta para avaliação da degradação ambiental, pois permite analisar as alterações provocadas pela ação antrópica nas escalas temporal e espacial em ambientes complexos de bacias hidrográficas. Nesse contexto, focado na Bacia Hidrográfica do Xingu, e suas cinco sub-bacias (Baixo Xingu, Médio Xingu, Alto Xingu, Iriri e Nascentes do Xingu), o presente trabalho teve como objetivo: avaliar o desempenho de sete produtos de ET<sub>r</sub> (FLDAS, MOD16A2, PML\_V2, TerraClimate, ERA5-Land, GLEAM\_v3.3a e SSEBop) e do *upscaling* do FLUXCOM, frente à mediana dos oito modelos no período comum de 2003 a 2014; estudar a influência das mudanças no uso e cobertura do solo sobre a ET<sub>r</sub>, estimada pelo produto criado através da mediana dos oito modelos, relacionando-a aos dados do MapBiomas, no intervalo disponível de 1985-2020; e analisar os efeitos na evapotranspiração real oriundos antes (1993-2015) e após (2016-2020) o enchimento do reservatório da Hidrelétrica de Belo Monte, por meio do aplicativo SSEBop BR Evapotranspiration, que utiliza imagens da série Landsat 5, 7 e 8 TOA *reflectance* na obtenção da ET<sub>r</sub>. Todos os conjuntos de dados descritos foram acessados e processados por meio da plataforma *Google Earth Engine*. Para a maioria das análises, os resultados encontrados sugeriram que os produtos MOD16A2 e GLEAM\_v3.3a retornaram dados mais próximos à mediana dos modelos, com convergência de valores de evapotranspiração em torno de 93,5% e 91,7%, respectivamente; decréscimo nas áreas de floresta (-16,23%), com conversão às áreas de pastagens, na ordem de +12,51%, e áreas agrícolas, chegando a +5,5%, sendo o pico máximo da ET durante a estação de conversão (outubro-novembro); e duas tendências na ET<sub>r</sub> média relacionada à construção da UHE Belo Monte, sendo tendência de decréscimo de 0,066 mm/d no período anterior ao reservatório (1993-2015), e tendência de acréscimo após seu enchimento (2016-2020) igual a 0,040 mm/d.

**Palavras-chave:** *Google Earth Engine*; Mudanças na cobertura do solo; Xingu.

## ABSTRACT

Changes in the use and land cover of a watershed have significant impacts on hydrological processes and water balance variables, such as real evapotranspiration (ET<sub>r</sub>), a component of the hydrological cycle evaluated as one of the most affected by changes in the type of watershed cover. surface. Allied to the fact, the technique of remote sensing has become an excellent tool for assessing environmental degradation, as it allows analyzing the changes caused by anthropic action in temporal and spatial scales in complex environments of hydrographic basins. In this context, focused on the Xingu Hydrographic Basin, and its five sub-basins (Lower Xingu, Middle Xingu, Upper Xingu, Iriri and Nascentes do Xingu), the present work aimed to: evaluate the performance of seven ET<sub>r</sub> products (FLDAS , MOD16A2, PML\_V2, TerraClimate, ERA5-Land, GLEAM\_v3.3a and SSEBop) and the upscaling of FLUXCOM, compared to the median of the eight models in the common period from 2003 to 2014; to study the influence of changes in land use and land cover on the ET<sub>r</sub>, estimated by the product created through the median of the eight models, relating it to the data from MapBiomas, in the available interval of 1985-2020; and to analyze the effects on real evapotranspiration arising before (1993-2015) and after (2016-2020) the filling of the reservoir of the Belo Monte Hydroelectric Power Plant, through the SSEBop BR Evapotranspiration application, which uses images from the Landsat 5, 7 and 8 series TOA reflectance in obtaining the ET<sub>r</sub>. All datasets described were accessed and processed through the Google Earth Engine platform. For most analyses, the results found suggested that the products MOD16A2 and GLEAM\_v3.3a returned data closer to the median of the models, with convergence of evapotranspiration values around 93.5% and 91.7%, respectively; decrease in forest areas (-16.23%), with conversion to pasture areas, in the order of +12.51%, and agricultural areas, reaching +5.5%, with the maximum peak of ET during the season conversion (October-November); and two trends in the average ET<sub>r</sub> related to the construction of the Belo Monte HPP, with a downward trend of 0.066 mm/d in the period prior to the reservoir (1993-2015), and an upward trend after its filling (2016-2020) equal to 0.040 mm /d.

**Keywords:** Google Earth Engine; Changes in land cover; Xingu.

## LISTA DE FIGURAS

**Figura 1** - Limites e hidrografia da Bacia Hidrográfica do Rio Xingu .....33

### CAPÍTULO 1

**Figura 1** - Fluxograma metodológico do estudo.....62

**Figura 2** - Limites e sub-bacias do Xingu.....63

**Figura 3** - Espacialização média de longo prazo da evapotranspiração estimada por meio dos produtos originais (1) e após reamostragem (2) FLUXCOM (a), FLDAS (b), MOD16A2 (c), PML\_v2 (d), TerraClimate (e), ERA5-Land (f), GLEAM\_v3.3a (g), SSEBop (h) e da mediana dos dados (i) para o período 2003-2014 na Bacia do Xingu.....72

**Figura 4** - Espacialização trimestral da evapotranspiração mediana dos produtos FLUXCOM, FLDAS, MOD16A2, PML\_v2, TerraClimate, ERA5-Land, GLEAM\_v3.3a e SSEBop, para o período 2003-2014 da Bacia do Xingu.....73

**Figura 5** - Comportamento temporal médio da evapotranspiração estimada a partir dos oito produtos para o período 2003-2014 na Bacia do Xingu.....74

**Figura 6** - Dupla Massa para os acumulados de evapotranspiração dos oito produtos e da mediana destes para o período 2003-2014 na Bacia do Xingu.....75

**Figura 7** - Comportamento tendencial a evapotranspiração a partir dos oito produtos e da mediana destes para o período 2003-2014 na Bacia do Xingu.....76

**Figura 8** - Comportamento da evapotranspiração média de longo termo mensal estimada pelos oito produtos frente a mediana destes, para o período 2003-2014 na Bacia do Xingu.....77

**Figura 9** - Comportamento da evapotranspiração média de longo termo mensal estimada a partir dos produtos FLUXCOM, FLDAS, MOD16A2, PML\_V2, TerraClimate, ERA5-Land, GLEAM\_v3.3a e SSEBop, frente à mediana destes, para o período 2003-2014 nas sub-bacias do Baixo Xingu, Médio Xingu, Alto Xingu, Nascentes do Xingu e Iriri.....79

**Figura 10** - Espacialização média de longo termo da precipitação estimada pelo conjunto CHIRPS para o período 2003-2014 na Bacia do Xingu.....85

**Figura 11** - Análise de agrupamento em boxplot para a evapotranspiração média de longo termo anual no período entre 2003-2014 para a Bacia do Xingu.....86

## **CAPÍTULO 2**

<b>Figura 1</b> - Fluxograma metodológico do estudo.....	102
<b>Figura 2</b> - Limites geográficos dos biomas pertencentes à Bacia do Xingu.....	103
<b>Figura 3</b> - Espacialização anual das mudanças no uso e cobertura do solo para a Bacia do Xingu no período 1985-2020.....	108
<b>Figura 4</b> - Variação dos usos e coberturas do solo na Bacia do Xingu no período de 1985-2020.....	109
<b>Figura 5</b> - Comportamento tendencial da evapotranspiração real por conversão de uso do solo no período de 1985-2020.....	112
<b>Figura 6</b> - Média de longo termo mensal da precipitação na bacia do Xingu para o período de 1985-2020.....	115
<b>Figura 7</b> - Comportamento da evapotranspiração em função das estações hidroclimatológicas por conversão de uso e cobertura do solo no período de 1985-2020.....	118

## **CAPÍTULO 3**

<b>Figura 1</b> - Fluxograma metodológico do estudo.....	135
<b>Figura 2</b> - Mapa esquemático da localização do reservatório formado pela Usina Hidrelétrica de Belo Monte.....	136
<b>Figura 3</b> - Mosaico de enchimento do reservatório UHE Belo Monte entre 2015-2020.....	138
<b>Figura 4</b> - Limite da área de estudo: reservatório da Usina Hidrelétrica de Belo Monte.....	139
<b>Figura 5</b> - Fluxograma de cálculo da evapotranspiração real através do aplicativo SSEBop BR Evapotranspiration.....	140
<b>Figura 6</b> - Espacialização anual das transições de cobertura do solo para a área do reservatório da UHE Belo Monte no período de 1993-2020.....	144
<b>Figura 7</b> – Uso e cobertura do solo na área do reservatório da UHE Belo Monte no período de 1993-2020.....	145
<b>Figura 8</b> - Comportamento espacial médio anual da evapotranspiração real na região do reservatório da UHE Belo Monte, nos períodos pré e pós enchimento, respectivamente 1993-2015 e 2016-2020.....	146
<b>Figura 9</b> - Comportamento tendencial da evapotranspiração real nos períodos pré e pós enchimento do reservatório da UHE Belo Monte, respectivamente 1993-2015 e 2016-2020, considerando as estações climáticas.....	147

**Figura 10** - Comportamento da evapotranspiração real frente ao nível d'água no reservatório da UHE Belo Monte (2016-2020).....150

## **LISTA DE TABELAS**

<b>Tabela 1</b> - Algoritmos para o cálculo da ET.....	23
<b>Tabela 2</b> - Conjunto de dados fornecedores da ET.....	25

### **CAPÍTULO 1**

<b>Tabela 1</b> - Conjunto de dados e suas especificações para o cômputo da ET.....	61
<b>Tabela 2</b> - Parâmetros estatísticos equacionados usados no estudo.....	70
<b>Tabela 3</b> - Média de longo termo mensal da evapotranspiração por bioma na bacia do Xingu.....	78
<b>Tabela 4</b> - Matriz de correlação de Pearson dos produtos de evapotranspiração mensal, em referência à mediana destes, para o período 2003-2014 na Bacia do Xingu e suas sub-bacias.....	81
<b>Tabela 5</b> - Parâmetros estatísticos aplicados aos produtos de evapotranspiração, em referência à mediana, no período 2003-2014 da Bacia do Xingu e suas sub-bacias.....	83

### **CAPÍTULO 2**

<b>Tabela 1</b> - Conjunto de dados e suas especificações para o cômputo da ET, precipitação e cobertura do solo.....	106
<b>Tabela 2</b> - Porcentagens de uso e cobertura do solo frente à área da bacia do Xingu no período de 1980-2020.....	109

### **CAPÍTULO 3**

<b>Tabela 1</b> - Satélites Landsat para disponibilização da ETr via modelo SSEBop.....	141
<b>Tabela 2</b> - Evapotranspiração real média nas estações hidroclimatológicas na região do reservatório UHE Belo Monte .....	146
<b>Tabela 3</b> - Tendências da ETr nas estações hidroclimatológicas na região do reservatório UHE Belo Monte.....	148

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>13</b>
1.1. Justificativa .....	14
1.2. Objetivo Geral.....	15
1.3. Objetivos Específicos.....	15
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>16</b>
2.1. Evapotranspiração.....	16
2.1.1. Técnicas para estimativa da evapotranspiração.....	18
2.2. Evapotranspiração através de dados de satélites.....	21
2.3. <i>Google Earth Engine</i> .....	25
2.4. Relação entre desmatamento e Evapotranspiração .....	30
<b>3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....</b>	<b>32</b>
3.1. Climatologia.....	34
3.2. Recursos Hídricos .....	35
3.3. Solos.....	36
3.4. Vegetação.....	37
3.5. Desmatamento.....	39
<b>4. DESENVOLVIMENTO E APRESENTAÇÃO DO TRABALHO .....</b>	<b>40</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>42</b>

<b>CAPÍTULO 1 - DETERMINAÇÃO DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO E SEU DESEMPENHO FRENTE À PRODUTOS DE SENSORIAMENTO REMOTO NA BACIA DO XINGU.....</b>	<b>58</b>
INTRODUÇÃO .....	60
MATERIAIS E MÉTODOS .....	62
RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	71
CONCLUSÕES.....	88
REFERÊNCIAS .....	88

**CAPÍTULO 2 - ANÁLISE DOS EFEITOS DAS MUDANÇAS DO USO E COBERTURA DO SOLO NA EVAPOTRANSPIRAÇÃO USANDO DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO NA BACIA DO XINGU ..... 98**

INTRODUÇÃO .....	100
MATERIAIS E MÉTODOS .....	102
RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	107
CONCLUSÕES.....	119
REFERÊNCIAS .....	119

**CAPÍTULO 3 - AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA CONSTRUÇÃO DA HIDRELÉTRICA DE BELO MONTE SOB A EVAPOTRANSPIRAÇÃO REAL..... 131**

INTRODUÇÃO .....	133
MATERIAIS E MÉTODOS .....	134
RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	143
CONCLUSÕES.....	151
REFERÊNCIAS .....	151

**CONSIDERAÇÕES FINAIS ..... 160**

**APÊNDICE A – Tabela de referência das imagens extraídas para obtenção da ETr média na área alagada do reservatório da UHE Belo Monte..... 162**

## 1. INTRODUÇÃO

Pautada na necessidade de ampliar os estudos hidrológicos que envolvem o funcionamento do balanço hídrico e suas variáveis, a caracterização de bacias hidrográficas permite também compreender como os impactos das alterações do uso e cobertura do solo afetam de maneira quali-quantitativa a água (WHITEHEAD, ROBINSON, 1993; TEODORO, et al., 2007).

De acordo com Marengo (2006), a oferta de água no território brasileiro está condicionada ao tipo climático e à cobertura do solo, evidenciando que as alterações no uso do solo interferem nas variáveis climáticas, principalmente àquelas envolvidas no balanço hídrico de uma bacia.

A Bacia Hidrográfica do Rio Xingu, inserida na Região Hidrográfica Amazônica, engloba os biomas Cerrado e Amazônia nas porções de seu território, possuindo as diversas características que os compõe. Consideravelmente maior que as savanas brasileiras, a Floresta Amazônica é fonte expressiva, não apenas à bacia como a diversas localidades, de umidade e massa d'água, ajudando a regular os fluxos de energia do globo através da liberação de calor latente por meio da evapotranspiração (ET) do ecossistema (ROCHA et al., 2015). Dessa forma, torna-se evidente a correlação entre a presença da cobertura vegetal e a regulação climática, fato que interfere no ciclo hidrológico regional (ARTAXO et al., 2005; MAGRIN et al., 2014; SILVA, 2020).

Através dos estudos de Nobrega *et al.* (2005), Runyan *et al.* (2012) e Rocha *et al.* (2015) foi constatado que aproximadamente 30 a 50% de toda a umidade proveniente da Floresta Amazônica é devido à ET local, especialmente nos meses mais quentes, corroborando intrínseca relação entre a vegetação e a ciclagem da água. Diversos autores, como Nobre *et al.* (1991) e Silva *et al.* (2008), provaram que a substituição da cobertura vegetal através do desmatamento afeta as propriedades físicas do solo, bem como os ciclos biogeoquímicos.

Para a bacia do Xingu em questão, as principais alterações na cobertura do solo são impulsionadas pelo aumento das pastagens e áreas agricultáveis, fato que em maiores proporções impacta diretamente a precipitação em escala regional. Segundo Hamilton *et al.* (1990) e Wilk *et al.* (2001) a magnitude de tais impactos são proporcionais ao tamanho da bacia, evidenciando que a resposta hidrológica de determinada bacia, frente às mudanças na cobertura e uso do solo, é mais expressiva quando estas são relativamente menores. Em contrapartida, tais autores também verificaram que essa resposta é percebida em bacias maiores a partir de variações na precipitação, a qual afeta a evapotranspiração.

No Xingu, a ocupação desordenada foi influenciada pela expansão tardia da região, localizada no eixo Centro-Norte, que até o início de 1960 não obteve incentivos governamentais. A contar de tal ano, o poder público promoveu a construção de redes de estradas na Amazônia, a fim de ampliar a comunicação do eixo com o restante do Brasil, causando intenso desflorestamento da vegetação nativa e substituição da mesma por cultivos agrícolas e pastagens (SALATI et al., 1983; GONÇALVES, 2019; REGO, 2021). Para a porção da bacia situada no Cerrado, predominantemente composta por áreas de vegetação rasteira com pastagens naturais, o uso do solo inicialmente voltou-se para a criação de gado, e posteriormente, com o advento da tecnologia, para a expansão do setor agrícola (KLINK, MOREIRA, 2002).

Salienta-se a importância da caracterização de bacias hidrográficas no gerenciamento de informações relativas aos eventos hidrológicos, com presente foco na evapotranspiração, a fim de mapear os efeitos oriundos de sua variabilidade pelas mais diversas consequências (VENTURA, 2011). Nesse viés, destaca-se o uso das ferramentas de sensoriamento remoto, capazes de fornecer boa cobertura espacial e resolução refinada, mesmo em áreas de grande extensão e difícil medição *in loco*, proporcionando economia nos custos e recursos humanos que seriam necessários (VERGOPOLAN, FISHER, 2016).

O sensoriamento remoto promove a obtenção de dados de evapotranspiração real (ET<sub>r</sub>) de forma dinâmica em diversas resoluções temporais e espaciais, observada a escala desejada, mesmo com a ausência de informações do solo ou cultura (BASTIAANSSEN et al., 2005). Segundo Hafeez *et al.* (2002), Chemin *et al.* (2004), Silva *et al.* (2005), Sena (2021) e Silva *et al.* (2021), desde a década de 1990 vem sendo empregadas técnicas de sensoriamento para estimar a evapotranspiração, e aplicá-la sob diversas regiões do globo.

### **1.1. Justificativa**

Considerada uma das Bacias Hidrográficas Brasileiras de maior biodiversidade e pluralidade vegetal, a Bacia do Rio Xingu está inserida na região conhecida como Arco do Desmatamento, possuindo um dos maiores níveis de desmatamento do país, com taxas de 100km<sup>2</sup>/ano até 2010 (ISA, 2012) que impactam diretamente nos efeitos de sua evapotranspiração.

Alguns estudos mostraram a influência do desmatamento nas reduções da precipitação e evapotranspiração, no aumento da temperatura do ar em superfície, dentre outros efeitos (NOBRE et al., 1991; XUE e SHUKLA, 1993; D'ALMEIDA et al., 2007; AMORIM, 2017;

RIBEIRO *et al.*, 2023). Porém, a Bacia do Xingu ainda possui pouquíssimos estudos voltados a temática.

Sabe-se que a ciência do Sensoriamento Remoto produz dados relevantes aos estudos ambientais de diversas regiões do globo. Dessa forma, a plataforma *Google Earth Engine* (GEE) cumpre papel relevante na visualização e processamento, em larga escala, de dados da superfície terrestre obtidos por sensoriamento remoto, através da computação em nuvem, com base nas linguagens computacionais *JavaScript* e *Python*. Este serviço destaca-se das demais ferramentas pela disponibilização de vários *petabytes* de dados compilados em uma única localização, armazenados nos seus próprios servidores, dispensando ao usuário o requerimento de seu espaço de armazenamento em máquina. Além disso, uma das principais vantagens da plataforma é seu poder computacional, capaz de dividir os dados em grelhas independentes, permitindo que um milhão de horas de CPU sejam calculáveis em dias (GORELICK, 2016).

Diante do contexto, foi despertado interesse em compreender os efeitos do avanço do desmatamento, na evapotranspiração da Bacia do Xingu, na perspectiva de entender como as alterações no uso e ocupação do solo articulam-se com o ritmo do regime da ET, contribuindo para aprimorar o conhecimento e auxiliar políticas de conservação do Cerrado e da Amazônia, em caso de um novo crescimento da agropecuária e/ou desmatamento intensos que impactem a Bacia.

## **1.2. Objetivo Geral**

Analisar os efeitos das alterações na cobertura do solo, causados pelas transformações e diferentes usos da região, incidentes na evapotranspiração (mensal e anual) da Bacia do Xingu, a partir do processamento de dados de sensoriamento remoto das variáveis objeto, compilados na plataforma em nuvem *Google Earth Engine*.

## **1.3. Objetivos Específicos**

- Avaliar o desempenho da estimativa dos produtos FLDAS, MOD16A2, PML\_V2, ERA5, GLEAM\_v3.3a, SSEBop e FLUXCOM, frente à mediana dos dados, para a estimativa da evapotranspiração na Bacia do Xingu e suas 5 sub-bacias integrantes, no período de 2003-2014 comum aos produtos;

- Estudar a correlação existente entre os tipos de uso e cobertura da terra, obtidos pela coleção 6 do MapBiomas, e a evapotranspiração real, através da criação de um produto equivalente à mediana conjugada dos modelos MOD16A2, PML\_V2, Terra Climate, GLEAM\_v3.3a, FLUXCOM, SSEBop, FLDAS e ERA5-Land, para a Bacia do Xingu no intervalo de 1985-2020;
- Analisar os efeitos da construção da Hidrelétrica de Belo Monte na evapotranspiração real da Bacia do Xingu através do aplicativo SSEBop BR Evapotranspiration, considerando a tendência dos valores de ETr no período anterior à construção da Usina (1993-2015) em comparação com os dados de ETr no lago gerado com o funcionamento da represa (2016-2020).

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1. Evapotranspiração**

A Evapotranspiração (ET), definida como a soma das parcelas de evaporação de água do solo e transpiração de água pela vegetação, é um dos componentes essenciais do balanço hídrico, que interliga os processos hidrológicos terrestres aos atmosféricos, e retorna até 60% de toda a precipitação terrestre de volta à atmosfera (JUÁREZ et al., 2008; WEI et al., 2015). Importante salientar que comumente a evapotranspiração possui magnitude consideravelmente superior à de outros componentes do balanço hídrico, como recarga, escoamento superficial e variação da umidade do solo (BEST et al., 2003).

A evaporação, vinda da água presente nos solos, é dependente da radiação solar e, em menor escala, da temperatura do ar como fontes de energia, bem como a velocidade do vento e a umidade do ar (ALLEN et al., 1998). Em particular, também é influenciada pelo sombreamento causado pela vegetação, que reduz a quantidade de radiação solar que atinge diretamente o solo, e pela quantidade de água disponível em função da frequência e volume de precipitações, irrigação e presença de aquíferos pouco profundos. Independente de qual ou quais fatores associados ocorram, a disponibilidade de água passa a ser um fator limitante, e a taxa de evaporação se reduz, podendo cessar à medida que o solo se torna seco (ANDRADE, 2018).

A transpiração, segunda componente da ET, baseia-se na passagem da água presente nos tecidos vegetais das plantas para a atmosfera. O mecanismo de transferência tem início na absorção pelas raízes da água e nutrientes presentes no solo, que futuramente vão propiciar o

fluxo de vaporização da água, controlado pela abertura dos estômatos (ALLEN *et al.*, 1998). Cabe ressaltar que, assim como na evaporação, as variáveis radiação, a temperatura do ar, a umidade do ar e a velocidade do vento também possuem influência na transpiração.

Os processos de evaporação e transpiração ocorrem de forma concomitante nas superfícies cobertas vegetalmente, resultando em difícil distinção dos fenômenos, com o clima afetando consideravelmente o potencial evapotranspirativo ao facilitar ambas as parcelas. Vale considerar que o crescimento da vegetação influi sobre a diminuição da radiação solar que chega ao solo, devido à sombra por ela gerada, reduzindo a evaporação da água contida no solo. Ao mesmo tempo, o ciclo se completa com a maior concentração de biomassa, capaz de aumentar a transpiração da água presente nas plantas. Destaca-se que as parcelas de evaporação e transpiração não são constantes durante as diferentes estações do ano (ANDRADE, 2018).

Segundo Bernardo *et al.* (2005), a evapotranspiração pode ser expressa através de dados médios diários, mensais e anuais, em volume por unidade de área ou lâmina d'água, observado o intervalo temporal considerado.

É importante evidenciar a diferença conceitual entre Evapotranspiração Potencial (ETP) e Evapotranspiração Real (ETr). Embora apresentem semelhança quanto a quantificar a água transferida para a atmosfera por evaporação e transpiração, a principal particularidade da ETP está associada com medidas máximas de evapotranspiração em superfícies completamente cobertas de vegetação e com bom suprimento de água, enquanto a ETr relaciona-se com a ocorrência do fenômeno em condições reais de fatores atmosféricos e de umidade do solo (PORTO *et al.*, 2003). Cabe ainda explicitar a terceira tipologia de ET, definida como Evapotranspiração de Referência (ETo), a qual representa a taxa de evapotranspiração em superfícies extensas com cobertura gramada entre 8 e 15cm de altura, considerando solo completamente sombreado, sem déficit d'água e em crescimento ativo da vegetação (DOORENBOS; PRUITT, 1977).

Em termos diretos, a ETr representa a perda de água que ocorre em condições reais de fatores atmosféricos e climáticos na bacia hidrográfica, considerando a vegetação existente. Dessa forma, como a evapotranspiração real é igual ou menor que os valores de evapotranspiração potencial ( $ETr < ETP$ ), é nítido aferir que as mudanças na cobertura vegetal de uma bacia promoverão possíveis impactos sob a Evapotranspiração Real.

Para Nenami e Runing (1989), existe considerável correlação negativa entre a temperatura da superfície e os índices de vegetação, sob condições normais de suprimento de água e

nutrientes para as plantas, já que qualquer queda na temperatura da superfície provoca aumento da força vegetativa e do efeito refrigerante gerado pela ET.

### 2.1.1. Técnicas para estimativa da evapotranspiração

Segundo Tucci *et al.* (1998), existem cinco métodos de aferição da evapotranspiração, sendo três destes através do uso de instrumentos que registram a umidade do solo ou o fluxo de vapor no ar, com alto teor de confiabilidade e limitados a baixa representatividade espacial, alto custo de instalação e operação; enquanto os outros dois meios baseiam-se em modelos hidrometeorológicos estatísticos para estimativa da ET.

- **Torre de Fluxo**

São torres micrometeorológicas em que se acomplam sensores de medição das variáveis atmosféricas (pressão, temperatura e umidade do ar), fluxos de gás carbônico, calor sensível e vapor d'água existente entre o solo e a atmosfera, através do método da Covariância de Vórtices Turbulentos (CVT). Dessa forma, é possível obter a evapotranspiração real (ET<sub>r</sub>) estimando os fluxos a partir da velocidade do vento no sentido vertical e da concentração de CO<sub>2</sub> (SWINBANK, 1951).

Importante ressaltar que o método CVT deve possuir alta frequência de medições, já que assume como constante a densidade do ar entre duas medidas consecutivas. Essa simplificação é desejável devido à capacidade limitada de armazenamento de memória dos equipamentos (ANDERSON *et al.*, 1984). De acordo com Aubinet *et al.* (2000), devido à grande automatização existente nas torres de fluxo, algumas falhas na medição podem ocorrer, tais como falta de energia e problemas técnicos nos equipamentos, ocasionando falta de dados. Dessa forma, pode-se fazer necessário o preenchimento de tais falhas em intervalos temporais relativamente maiores.

O conjunto de medição de evapotranspiração através de torres de fluxo mais conhecido globalmente é o FLUXNET, iniciativa da *Distributed Active Archive Center for Biogeochemical Dynamics* (ORNL DAAC) pertencente à *National Aeronautics and Space Administration* (NASA). Essa rede global possui pouco mais de oitocentos locais de medição de fluxo ativo e histórico, distribuídos sob os mais diversos biomas mundiais, e subdivididos em redes regionais menores de alvos específicos de uso da terra, áreas urbanas e sistemas de águas interiores. Desse modo, o FLUXNET possui plataforma interconectada com múltiplos ecossistemas ambientais do mundo, tornando-a uma das maiores e mais robustas (DOE, S/d).

De forma simplificada, em cada local onde situam-se as torres é aplicado o método da covariância por redemoinho, a fim de quantificar os fluxos escalares de dióxido de carbono, vapor d'água e energia, entre a biosfera e a atmosfera (BALDOCCHI, 2001). Enquanto isso, as demais variáveis físicas auxiliares são provenientes de vários sensores remotos de alta resolução temporal, tais como temperatura do ar, precipitação, radiação. Tais fluxos, quando obtidos pelas torres, são padronizados, processados e verificados para serem transferidos ao portal de dados FluxData, de acesso livre (FLUXDATA, 2017).

Em suma, a partir do domínio FLUXCOM são obtidos os valores referentes ao fluxo de calor latente (LE) de determinada região de interesse, tornando possível a conversão que resulta na evapotranspiração. O FLUXCOM disponibiliza os fluxos de energia a partir da conjugação dos dados oriundos das torres de covariância de redemoinho da FLUXNET, em conjunto com informações auxiliares de sensores remotos, através de 147 produtos globais em grade, e em duas configurações distintas: com resolução de 0,0833° usando apenas dados do sensor remoto MODIS (RS); e com resolução de 0,5° utilizando dados de sensoriamento remoto aliado às informações meteorológicas e ciclos sazonais médios dos satélites (RS+METEO) (JUNG et al., 2019).

- **Lisímetro**

São equipamentos instalados no subsolo para medir a evapotranspiração real (ET<sub>r</sub>) a partir do balanço hídrico do solo, compostos por um tanque com solo e superfície vegetada semelhante à área circundante. A evapotranspiração equivale ao residual do balanço de massas é obtida através da medição da precipitação, da água drenada no fundo do tanque e da variação de armazenamento de água no solo (JOHNSON e ODIN, 1978).

Ainda segundo Johnson e Odin (1978), o instrumento é considerado confiável na medida da evapotranspiração, mas pode se tornar inviável para o uso, já que sua instalação e operação são difíceis e onerosas. Ademais, há certa complexidade na utilização dos mesmos, visto que tais equipamentos necessitam ser constantemente calibrados, além de serem susceptíveis a falhas no suprimento de energia elétrica, resultando em intervalos de tempo sem medição.

- **Tanque Evaporimétrico**

Tanques preenchidos com água a fim de acompanhar a variação de nível, entre outras variáveis meteorológicas, para determinar a evaporação. Por constituir método com significativa simplicidade, este é comumente utilizado para estimar a evapotranspiração

potencial (ETP) de superfícies vegetada. Embora tal equipamento produza divergências entre o balanço de energia do solo e o da água, configurando relativa fidelidade nos valores medidos, a evapotranspiração pode ser corrigida através de um coeficiente de correlação estabelecido com a evaporação aferida (ALLEN et al., 1998).

- **Balanço de Energia e Transporte de Massa**

O transporte de vapor pelo vento e o balanço de energia influenciam a evaporação sobre a superfície de um corpo d'água expressivamente, tornando a estimativa da evaporação a combinação do modelo de balanço de energia ao modelo aerodinâmico. Dessa forma, tal conjugação para aferição da evapotranspiração potencial (ETP) necessita de dados como o fluxo calor latente, balanço de radiação entre ondas longas e curtas, taxa de evaporação, fluxo de calor para o solo e de calor sensível, altura da rugosidade de superfície e pressão do ar (CHOW et al., 1988).

Vale ressaltar que, segundo Chow *et al.* (1988), a evapotranspiração real (ETr) pode ser obtida através da ETP, simplificada de outras culturas.

- **Balanço Hídrico**

Através de diversos parâmetros que compõe o balanço hídrico no solo, é possível se obter a evapotranspiração real (ETr), aonde irrigação e precipitação correspondem as principais entradas de água no solo, e escoamento superficial e evapotranspiração (ET) são as principais saídas (SENTELHAS et al., 1999). Podem ser aplicados a áreas de contribuição de estações fluviométricas instaladas em cursos d'água, variando de acordo com a disponibilidade de dados.

Dentre os métodos apresentados, destaca-se pelo grau de complexidade, disponibilidade de diversos modelos e variações temporais, o método do Balanço Hídrico. Tal metodologia pode abordar de dois a dez parâmetros hidrometeorológicos em modelos horários, diários, mensais e anuais, mas normalmente é calculado para o ano hidrológico, que se inicia no início do período chuvoso e termina no fim do período seco. A Equação 1 representa a expressão completa do Balanço Hídrico.

$$P + \Delta ESS + AC + \Delta S - ES - PP - ETr = 0 \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde: P é precipitação; ES é escoamento superficial, ETr é evapotranspiração real;  $\Delta ESS$  é o saldo de escoamento subsuperficial; AC é ação capilar; PP é percolação profunda;  $\Delta S$  é mudança no armazenamento no volume de controle.

Embora os modelos disponíveis para o cálculo do Balanço Hídrico apresentem sucesso no tratamento da variação temporal dos fenômenos analisados, a determinação da evapotranspiração para bacias hidrográficas ou áreas extensas são de difícil obtenção, pois presumem propriedades dos terrenos espacialmente uniformes ou permitem uso reduzido de subunidades com propriedades uniformes (KITE, 2000). Por essa razão, uma das formas mais difundidas atualmente para estimativa da evapotranspiração consiste no uso de dados provenientes de sensores remotos, permitindo maior grau de definição dos processos com níveis de detalhamentos mais amplos (MAIDMENT, 1993).

## **2.2. Evapotranspiração por meio de dados de satélites**

Dentre as principais vantagens da utilização do sensoriamento remoto na obtenção da ET encontram-se a aquisição de informações de ampla cobertura espacial e temporal, observando a escala escolhida, a um custo relativamente baixo e sem a necessidade de medições *in loco* (BASTIAANSSEN et al., 2005).

Diversas formas de estimar espacialmente a evapotranspiração real (ET<sub>r</sub>) foram desenvolvidas a partir de dados de sensoriamento remoto, classificando-se em três conjuntos:

- I. Métodos empíricos e estatísticos, que utilizam diretamente os dados infravermelhos termais nos modelos e algoritmos pertinentes (JUNG et al., 2010; NAGLER et al., 2005);
- II. Métodos residuais do balanço de energia, no qual conjugam modelos físicos com determinadas relações empíricas, a fim de estimar os parâmetros de entrada com auxílio de dados provenientes de sensores remotos (ALLEN et al., 2007; BASTIAANSSEN et al., 2005);
- III. Modelos físicos baseados em equações previamente definidas e validadas para calcular a ET, tais como a expressão de Penmann-Monteith ou Turc, por exemplo (CLEUGH et al., 2007; MU et al., 2011).

Novamente, salienta-se a principal vantagem do uso do sensoriamento remoto na estimativa dos balanços energéticos, de transporte de massa e da evapotranspiração de forma espacializada das variáveis, permitindo o entendimento da variabilidade espacial do parâmetro sob análise, característica importante e fundamental para regiões sob avaliação heterogênea.

Ademais, as medições espaço-temporal *in situ* da ET são de difícil obtenção devido às técnicas, custos e períodos necessários envolvidos.

Diversos modelos empíricos correlacionam a temperatura da superfície e a ETr com determinadas propriedades da vegetação, tais como o NDVI (índice de vegetação por diferença normalizada), EVI (índice de vegetação melhorado) e SAVI (índice de vegetação ajustado ao solo). Com base em tais índices, a estimativa da evapotranspiração está condicionada às características quantitativas que envolvem as mudanças temporais e espaciais da cobertura vegetal do solo, adquiridas através de sensoriamento remoto.

A partir de sensores em satélites orbitais é possível obter os dados radiométricos de sensoriamento remoto, com potencial de informar detalhadamente sobre as características da superfície terrestre, bem como estimar a evapotranspiração em escala local e regional (BASTIAANSEN, 1995). Segundo Mohamed *et al.* (2004), o processo para determinar a evapotranspiração por sensoriamento remoto ocorre através do balanço de energia sem considerar outros processos hidrológicos complexos.

O cálculo do balanço de energia através do método apresentado permite a obtenção do fluxo vertical de calor latente a partir de imagens orbitais e, portanto, através da diferença entre os fluxos verticais de calor sensível, calor no solo e saldo de radiação, obtém-se a evapotranspiração. Tal metodologia é empregada nos principais algoritmos que utilizam dados provenientes de sensoriamento remoto, tais como SEBI - *Surface Energy Balance Index* (MENENTI e CHOUDHURY 1993), SEBAL - *Surface Energy Balance Algorithm for Land* (BASTIAANSEN, 1995), ALEXI - *Atmosphere-Land Exchange Inverse* (ANDERSON *et al.*, 1997), S-SEBI - *Simplified Surface Energy Balance Index* (ROERINK *et al.*, 2000), SEBS - *Surface Energy Balance System* (JIA *et al.*, 2003), METRIC - *Mapping Evapotranspiration at High Spatial Resolution with Internalized Calibration* (TASUMI *et al.*, 2005), DisALEXI - *Disaggregated ALEXI model* (AGAM *et al.*, 2007), SSEBop - *Operational Simplified Surface Energy Balance* (SENAY *et al.*, 2013). A Tabela 1 compila esses principais algoritmos e seus métodos de cálculo para estimativa da evapotranspiração.

**Tabela 1** – Algoritmos para o cálculo da ET

<i>Algoritmo</i>	<i>Método para cálculo da ET</i>
<b>ALEXI</b>	Modelo Inverso da Troca Atmosfera-Terra através do uso de sensores geostacionários, com baixa resolução espacial e alta resolução temporal, para capturar a variação da temperatura da superfície ao longo do dia, e estimar a ET a partir da diferença da temperatura da superfície e do ar entre dois momentos do dia, ambos pela manhã
<b>DisALEXI</b>	Técnica de Desagregação dos Fluxos através de produtos de sensores de órbita polar, para refinar a resolução espacial dos mapas de ET, compatibilizando com a resolução do índice de vegetação da superfície
<b>METRIC</b>	Mapeamento de Evapotranspiração em Alta Resolução com Calibração Internalizada baseado no SEBAL com a adição do uso da ET de cultura (geralmente considerada da alfafa), e definição dos “pixels âncora” pelo usuário
<b>SEBAL</b>	Balço de Energia de Superfície para a Terra através da diferença entre a temperatura do ar próximo à superfície e de um ponto mais elevado em condições de contorno seca e molhada (“pixels âncora”), e correção automática interna das variáveis, de modo que a ET é calculada como resíduo da equação de balanço de energia
<b>SEBI</b>	Balço de Energia de Superfície por fração evaporativa baseada no contraste entre regiões secas e úmidas: estimativa pela comparação entre temperatura da superfície e a temperatura no topo da camada limite atmosférica
<b>SEBS</b>	Balço de Energia de Superfície por fração de ET evaporativa baseada nas condições de contorno das regiões secas e úmidas através de dados meteorológicos e satélites
<b>S-SEBI</b>	Balço de Energia de Superfície Simplificado para estimar os fluxos de superfície a partir de dados de sensoriamento remoto, assumindo presentes as condições de contorno das regiões secas e úmidas
<b>SSEBop</b>	Balço de Energia de Superfície Simplificado Operacional a partir de dados multiespectrais, via sensoriamento remoto, associados a dados meteorológicos complementares para estimar a ET, sem a subjetividade de escolha dos “pixels âncoras” para determinação das condições de contorno

Fonte: MENENTI e CHOUDHURY 1993; BASTIAANSEN, 1995; ANDERSON et al., 1997; ROERINK *et al.*, 2000; JIA et al., 2003; TASUMI et al., 2005; AGAM et al., 2007; SENAY et al., 2013.

Em especial, o algoritmo SSEBop se apresenta como uma das melhores soluções práticas para a estimativa da evapotranspiração através de imagens de satélite. Para a obtenção da evapotranspiração real, o SSEBop utiliza parcela da evapotranspiração de referência, baseando-se no balanço de energia na superfície sem a necessidade da solução completa (SENAY et al., 2013; SENAY et al., 2016), conforme é apresentado na Equação 2.

$$ET_{r_{SSEop}} = ET_f \cdot ET_o \cdot k \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:  $ET_f$  corresponde à fração evapotranspirativa;  $ET_o$  é evapotranspiração de referência calculada pelo método de Penman-Monteith-FAO;  $k$  equivale ao coeficiente que expressa a razão entre a evapotranspiração de referência e a evapotranspiração máxima de uma cultura de maior rugosidade aerodinâmica.

Representando uma inovação em relação ao algoritmo SSEB, o SSEBop inclui as condições de contorno previamente estabelecidas para cada *pixel* com relação às condições de fluxo de calor latente máximo e mínimo, de acordo com as peculiaridades sazonais de cada localização, permitindo ampliar sua aplicabilidade quando comparada ao método inicial ou à algoritmos mais complexos, tais como o SEBAL e METRIC, já que esses dois necessitam de regiões hidro-climatologicamente homogêneas para boa acurácia (SENAY et al., 2013).

Importante evidenciar que o cômputo dos *pixels* frio e quente ocorrem através de parcela da temperatura do ar, e a partir do acréscimo de diferença da temperatura predefinida, respectivamente. Ademais, tais *pixels* frios precisam estar associados àqueles que possuem superfícies cobertas por vegetação, desde que estejam sob condições ótimas de umidade e crescimento (SENAY et al., 2016).

Conforme evidenciado na Tabela 2, o monitoramento espaço-temporal da evapotranspiração real é passível de ser empregada em dados radiométricos obtidos através de sensores remotos, à medida que estes medem a radiância no visível, infravermelho próximo e infravermelho termal. Observa-se que tal método vem sendo aplicado às imagens dos sensores Landsat 5, 7 e 8 (BASTIAANSEN et al., 1998; SILVA et al., 2005; BEZERRA et al., 2008), Terra/MODIS e Terra/ASTER (HAFEEZ et al., 2002), NOAA-AVHRR (TIMMERMANS, MEIJERINK, 1999; BASTIAANSEN, ALI, 2003) e Sentinel-2 (HEMAKUMARA et al., 2003; SAMARASINGHE, 2003; ESA, 2020).

**Tabela 2** – Conjunto de dados fornecedores da ETr

<i>Conjunto de Dados</i>	<i>Forçante Meteorológica</i>	<i>Resolução Temporal</i>	<i>Resolução Espacial</i>	<i>Período de dados</i>	<i>Método para cálculo da ETr</i>	<i>Fonte</i>
<b>FLDAS</b>	NOAH 3.6.1 + MERRA-2 + CHIRPS	1 dia	10km	1981- presente	Penman-Monteith	MCNALLY et al., 2017
<b>MOD16A2</b>	MODIS (reprocessado pelo NTSG) + GMAO	8 dias	1km	2000- 2014	Penman-Monteith	RUNNING et al., 2017
<b>PML_V2</b>	MODIS + GLDAS 2.1	8 dias	500m	2003- 2017	Penman-Monteith- Leuning	ZHANG et al., 2019
<b>TerraClimate</b>	CRU Ts4.0 + JRA55	Mensal	4km	1958- 2019	Thornthwaite- Mather	ABATZOGLOU et al., 2018
<b>GLEAM v3.3a</b>	MODIS + CERES + TRMM	1 dia	25km	1980- 2018	Priestley-Taylor	MIRALLES et al., 2011; MARTENS et al., 2017
<b>FLUXCOM</b>	MODIS + GSWP3 + WFDEI + CRUNCEP.v8	8 dias	8km	2001- 2015	Medido <i>in loco</i>	JUNG et al., 2019
<b>SSEBop_v4</b>	MODIS	10 dias	1km	2003- 2017	Balanço de Energia de Superfície Simplificado (SSEB), usando Penman-Monteith	SENAY et al., 2013
<b>ERA5-Land</b>	CERRA + NOAH	1h	9km	1981- presente	Penman-Monteith	HERSBACH et al., 2018; MUÑOZ-SABATER, 2019

Inúmeras aplicações podem ser realizadas com uso do sensoriamento remoto devido à grande variabilidade de sensores em órbita, segundo alguns critérios classificatórios, que podem ser combinados de diversas formas: escala (local, global, etc.), caráter do alvo, propriedade espectral ou bandas (visível, infravermelho, etc.), tipologia da modelagem (contínua, discreta, etc.) e abordagem (qualitativa ou quantitativa, determinística ou empírica, etc.) (STRAHLER et al, 1986).

### 2.3. *Google Earth Engine*

O *Google Earth Engine* é uma ferramenta para computação em nuvem sob demanda e visualização de dados terrestres e de sensoriamento remoto, na ordem dos multi-petabyte. Este serviço contém várias bibliotecas de diferentes tipos de dados, e permite o processamento desses dados nos seus próprios servidores, nas linguagens JavaScript e Python,

possibilitando a economia do armazenamento do usuário e o processamento desses dados com maior agilidade em relação ao processamento local, bem como a visualização de dados em grande quantidade (GORELICK, 2016).

A plataforma *Google Earth Engine* (GEE) pode ser acessada pelo *site*, em interface com aplicação de programação (API – *Application Programming Interface*), ou acessar diretamente o ambiente de desenvolvimento interativo (IDE) (GORELICK, 2016). Dentre o catálogo de *datasets* geoespaciais disponibilizados para utilização livre na plataforma, estão presentes as observações realizadas por satélites, imagens aéreas nos espectros ótico e não-ótico, variáveis ambientais, dados climáticos e meteorológicos, florestais, de cobertura e uso do solo, topográficos e socioeconômicos. Todos esses dados são fornecidos previamente processados, tornando a plataforma acessível a utilizadores com diversos níveis de conhecimento na detecção remota.

A plataforma utiliza modelo simples e generalista, pressupondo que os *pixels* de uma banda individual devem ser homogêneos nas diversas resoluções, projeções e tipos de dados disponíveis (GORELICK, 2016). O utilizador é livre de aceder a esses dados, com ambiente de desenvolvimento interativo em seu editor de código, permitindo a filtragem destes pelo usuário para o processamento final.

São disponibilizadas em formato de “coleções” o agrupamento das imagens registradas por cada sensor, permitindo aos programadores filtrar, identificar e adquirir os dados escolhidos. Ao mesmo tempo, o GEE também fornece “conjuntos” correspondentes à compilação de imagens de satélites com cálculos básicos de variáveis atmosféricas, meteorológicas, geofísicas entre outras, a serem exploradas. Cabe destacar que a filtragem dos parâmetros pode ser temporal e/ou espacial.

*Famine Early Warning Systems Network Land Data Assimilation System* (FLDAS) consiste no conjunto projetado para ajudar nas avaliações de segurança alimentar em ambientes de países com desenvolvimento escasso de dados, incluindo informações sobre diversas variáveis relacionadas ao clima que servem como parâmetro para a eficiente gestão dos recursos naturais, tais como teor de umidade, temperatura média do solo, velocidade do vento, umidade, taxa total de precipitação e evapotranspiração real (MCNALLY et al., 2017).

Tal conjunto representa uma das instâncias personalizadas do Sistema de Informações Terrestres (LDAS) da NASA, disponibilizado em site próprio e compilada pelo órgão para a plataforma *Google Earth Engine*. O FLDAS utiliza modelo de superfície NOAA versão 3.6.1

com chuvas horárias CHIRPS-6 ajustadas de forma reduzida para análise de tendências, com alcance global e dados mensais a 0,1 graus.

A combinação da nova versão da análise *Modern-Era Retrospective analysis for Research and Applications version 2* (MERRA-2) e da *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data* (CHIRPS) permite que o FLDAS possua dados de precipitação quase global desenvolvido para monitoramento sazonal de secas e análise de tendências (FUNK et al., 2015). Importante destacar que, voltado ao tema e intervalo temporal do projeto, o FLDAS corresponde ao conjunto com maiores informações acerca das variáveis climáticas, podendo estimar com maior intervalo a ET mensal e anual, desde 1982 até os dias atuais.

O segundo conjunto corresponde ao MOD16A2, que fornece dados de evapotranspiração a partir de informações registradas pelo sensor Terra MODIS (*Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer*), lançado pela NASA. O produto em questão faz parte do projeto MODIS *Global Evapotranspiration Project* (MOD16), e é gerado em 8 dias na resolução espacial de 500m, e seu algoritmo, proposto por Mu *et al.* (2007, 2011), estima a ETr da cobertura vegetal global com auxílio da equação de Penman-Monteith e variáveis complementares como albedo, cobertura do solo e dinâmica das propriedades da vegetação (RUNNING et al., 2017a).

Entretanto, devido às limitações relativas ao preenchimento dos *pixels* contaminados por nuvens, que afetam a confiabilidade das agregações dos dados, o MOD16A2 foi submetido ao reprocessamento das informações pela *Numerical Terradynamic Simulation Group* (NTSG), resultando em aumento de sua resolução espacial para 1km, mas tornando-o “*gap-filled*” e usual para o presente estudo. Ademais, neste produto foram feitas adaptações no algoritmo de Mu *et al.* (2007, 2011), com a inclusão do déficit de pressão de vapor, utilização do índice de área foliar como um escalar para estimar a condutância do dossel, e substituição do Índice de Vegetação por Diferenças Normalizadas (NDVI) pelo Índice de Vegetação Aprimorada, fato que provoca alteração na equação para o cálculo da fração de cobertura vegetal (NTGS, 2015).

Ainda segundo Running *et al.* (2017a), além das duas camadas de evapotranspiração, outra principal variável estimada pelo produto MOD16A2 é o fluxo de calor latente, também em duas camadas, e em imagens de navegação de baixa resolução. Vale ressaltar que, devido à sua resolução temporal de 8 dias, a evapotranspiração corresponde à soma dos oito dias no

período composto, e os valores de pixel para as duas camadas de calor latente representam a média dos oito dias no período composto.

Vale ressaltar que os produtos provenientes do sensor MODIS geralmente possuem considerável resolução espectral, maior número de bandas e baixo tempo de revisita. Devido a essas características, o uso do MODIS propicia a estimativa de mais parâmetros do alvo e monitoramento de mudanças na Terra.

O quarto produto é o Penman-Monteith-Leuning Versão 2 (PML\_V2), que segundo sua própria nomenclatura, utiliza a equação de Penman-Monteith para estimar os valores de evapotranspiração e de produtos primários brutos através da teoria da condutância do dossel, com resolução de 500m em 8 dias. De acordo com Gan *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2019 e Zhang *et al.*, 2016, as principais vantagens do referido produto consistem na obtenção das estimativas de transpiração acopladas aos produtos primários, além de fracionar a ET nos componentes de transpiração da vegetação, evaporação direta do solo e vaporização das chuvas interceptadas pela vegetação.

Importante frisar que, para o cômputo das variáveis estimadas pelo produto PML\_V2 são utilizados os dados disponíveis dos sensores MODIS e do projeto *Global Land Data Assimilation System* (GLDAS), para então aplicar o modelo de Penman-Monteith-Leuning, disponibilizando os resultados na plataforma GEE (ZHANG *et al.*, 2016).

Dentre os produtos disponíveis diretamente no catálogo do GEE, o último utilizado no presente estudo consiste no TerraClimate, definido como o conjunto de dados de balanço hídrico e climático da superfície terrestre, com resolução temporal mensal e espacial de 0,5°. Baseado na equação de Thornthwaite-Mather, o TerraClimate estima a evapotranspiração de referência com o auxílio de demais variáveis e normais climatológicas a partir dos dados compilados no *WorldClim* (ABATZOGLOU *et al.*, 2018) com variação no tempo obtidas através do CRU TS 4.0 para regiões com informações disponíveis, e através da japonesa JRA-55 para os locais sem contribuição de estações climáticas (EBITA *et al.*, 2011; HARRIS *et al.*, 2020).

O produto TerraClimate possui uma extensa base de dados globais, iniciando em 1959 e com finalização no ano de 2021, disponibilizadas na plataforma GEE pela *University of California Merced* em seu projeto de acessibilidade das informações sobre clima e tempo da superfície, fornecendo variáveis climáticas primárias e variáveis derivadas (ABATZOGLOU *et al.*, 2018).

A reanálise da quinta geração do *European Centre for Medium-Range Weather Forecasts* (ECMWF) corresponde ao produto ERA5, em três versões disponíveis no *site* da *C3S Climate Data Store* (CDS) sob domínio *Copernicus*: ERA5 *Preliminary version* (1950-1978), ERA5-Land (1981-presente) e ERA5.1 (2000-2006).

Ainda segundo HERSBACH *et al.* (2018), o ERA5-Land utiliza como dados de entrada a temperatura, umidade e pressão do ar corrigidas para a forçante atmosférica, fornecendo resolução aprimorada do clima em comparação com a versão anterior ERA5. Dentre as 50 principais variáveis estimadas pelo produto ERA5-Land, é possível filtrar os dados no período e área de estudo desejado, a fim de obter a evapotranspiração a partir do cálculo envolvendo a equação escolhida de Thornthwaite-Mather.

O conjunto de algoritmos capazes de estimar separadamente os componentes da evapotranspiração terrestre e a umidade do solo na zona da raiz, através da equação de Priestley-Taylor utilizando de sensoriamento remoto, consiste no *Global Land Evaporation Amsterdam Model* (GLEAM). Periodicamente revisado e atualizado, existem duas versões mais recentes do produto: v. 3.3a e v. 3.3b, diferentes sumariamente nas resoluções espaciais e temporais (MARTENS *et al.*, 2017).

A versão GLEAM 3.3a consiste no conjunto de dados globais com período entre 1980 a 2018, baseado nas reanálises de radiação, temperatura do ar, precipitação e umidade do solo obtidos por satélites remotos. Tal atualização permitiu a utilização de informações dinâmicas de cobertura do solo com base no conjunto de dados *MEaSUREs Vegetation Continuous Fields*, bem como a assimilação de dados de forma mais otimizada. Ressalta-se que o modelo de balanço hídrico atualizado descreve as taxas de infiltração em função do gradiente vertical da umidade do solo, bem como as funções de estresse evaporativo que associam a profundidade óptica da vegetação e as estimativas de umidade do solo na zona da raiz supracitada (MIRALLES *et al.*, 2011; MARTENS *et al.*, 2017).

Por último, com relação à coleção de imagens úteis para o presente estudo, foram utilizados as séries 5, 7 e 8 do satélite Landsat – TOA *reflectance*, com disponibilidade de informações entre 1984-2012, 1999-presente e 2013-presente, respectivamente. Tais dados pertencem ao programa de ação conjunta entre a United States Geological Survey (USGS) e a NASA, mas também se encontram disponíveis no ambiente Google Earth Engine, tanto em sua forma bruta quanto corrigida pela refletância de superfície ou pela refletância no topo da atmosfera (TOA), bem como em produtos específicos já prontos para uso (CHANDER *et al.*,

2009). Com a extensão gama de possibilidades para emprego dessas imagens, as mesmas possuem significativas aplicações em algoritmos de fluxos de energia.

#### **2.4. Relação entre desmatamento e Evapotranspiração**

A retirada do ecossistema de floresta tropical, como a Amazônia, para implantação de um ecossistema agrícola altera os índices de área foliar, de rugosidade da superfície, de profundidade do sistema radicular, e do albedo (BONAN et al. 1992; COSTA, FOLEY, 2000; PONGRATZ et al., 2006; COSTA et al., 2007; SAMPAIO, 2007). Essas modificações provocam menores taxas de evapotranspiração nas regiões de pastagem e soja, por exemplo, que em regiões de floresta.

De acordo com os diversos métodos de aferição da evapotranspiração real utilizando a lógica dos fluxos de calor latente, observa-se que as variações nas mudanças espaciais e temporais da cobertura vegetal influenciam quantitativamente a ETr. Tal fenômeno é perceptível através da forte correlação negativa existente entre a temperatura de superfície e os índices de vegetação, considerando condições normais de nutrientes e suprimento hídrico (NEMANI, RUNNING, 1989).

A abordagem do bioma floresta amazônica, em diversos trabalhos, esclarecem as alterações no balanço hídrico frente ao desmatamento (JIPP et al. 1998; PONGRATZ et al., 2006; MORAES et al., 2006; CHAVES et al., 2008; TOMASELA et al., 2008; GERMER et al., 2009; HAYHOE et al., 2011; NEILL et al., 2013), enquanto há escassez de informações acerca dos efeitos da mudança da cobertura vegetal no comportamento da água e sua função hidrológica no cerrado.

Assim como o bioma Amazônico vem sofrendo nas últimas décadas intensa exploração, o Cerrado também tem sido substituído por pastagens e culturas agrícolas, resultando em aumento de aproximadamente 25% no escoamento total em bacias no Brasil central, provando que a produção dessas águas, oriundas principalmente da precipitação, não ocorre apenas quando se têm cobertura de floresta. Tal aumento na recarga de água da chuva nos lencóis freáticos contribuirá também para acréscimo nos índices de evapotranspiração real (COSTA et al., 2003; COE et al., 2011; NETO e RODRIGUES, 2021), já que a mesma é representada pela soma da evaporação de água dos solos e transpiração da água pela vegetação. Cabe destacar a notoriedade da disponibilidade hídrica para a manutenção da vegetação natural e produtividade agrícola na bacia, evidenciando a importância de estudos na área como subsídio à gestão dos recursos hídricos.

Em termos gerais, a evapotranspiração em ecossistemas naturais é consideravelmente maior se comparada aos ecossistemas agrícolas, de acordo com três mecanismos principais (BONAN et al. 1992; COSTA e FOLEY, 2000; COSTA et al., 2007; SAMPAIO, 2007):

- I. Alterações no albedo, alterando quantitativamente a radiação de onda curta absorvida pela vegetação;
- II. Alterações na rugosidade da superfície e na transferência de energia e momento;
- III. Alterações nas características dos organismos vegetais transpirantes afetadas pelo desmatamento, tais como diminuição do índice de área foliar (LAI) e da profundidade do sistema radicular.

Em seu trabalho, Netto (2002) evidencia que os principais problemas ambientais existentes, em função do desmatamento e queimadas, relacionam-se à intensidade pluviométrica, aos fluxos de água, energia, carbono, à ciclagem de nutrientes e composição da atmosfera.

Embora entre 2006 e 2010 tenha sido registrada diminuição na taxa de desmatamento da Amazônia em trabalhos oficiais, devido a implantação de políticas públicas de preservação dos biomas, a retirada das coberturas vegetais ainda persistem na Floresta Amazônica, bem como seguem em expansão no Cerrado, segundo relatado no trabalho de Alves *et al.* (2017), evidenciando a porção leste sul conhecida como arco do desmatamento. A influência da mudança do uso e ocupação do solo, seja para instalação de novos cultivos agrícolas, pecuários, criação de assentamentos, exploração ilegal, fins hidroelétricos, entre outros, possui efeitos importantes no balanço hídrico dos ecossistemas, principalmente no que tange à parcela da evapotranspiração.

De forma bem definida, é sabido que as mudanças no uso e cobertura da terra podem modificar os componentes dos ciclos biogeoquímicos e a parcela atmosférica do ciclo hidrológico (WANG et al., 2009), afetando a evapotranspiração. Com efeito, torna-se válido o uso de ferramentas capazes de aferir tais dados, como a ciência do sensoriamento remoto, produzindo estimativas mais fidedignas da dinâmica dos processos hidrológicos, com foco na evapotranspiração real para este trabalho, e uso do solo (SHEFFIELD et al., 2012).

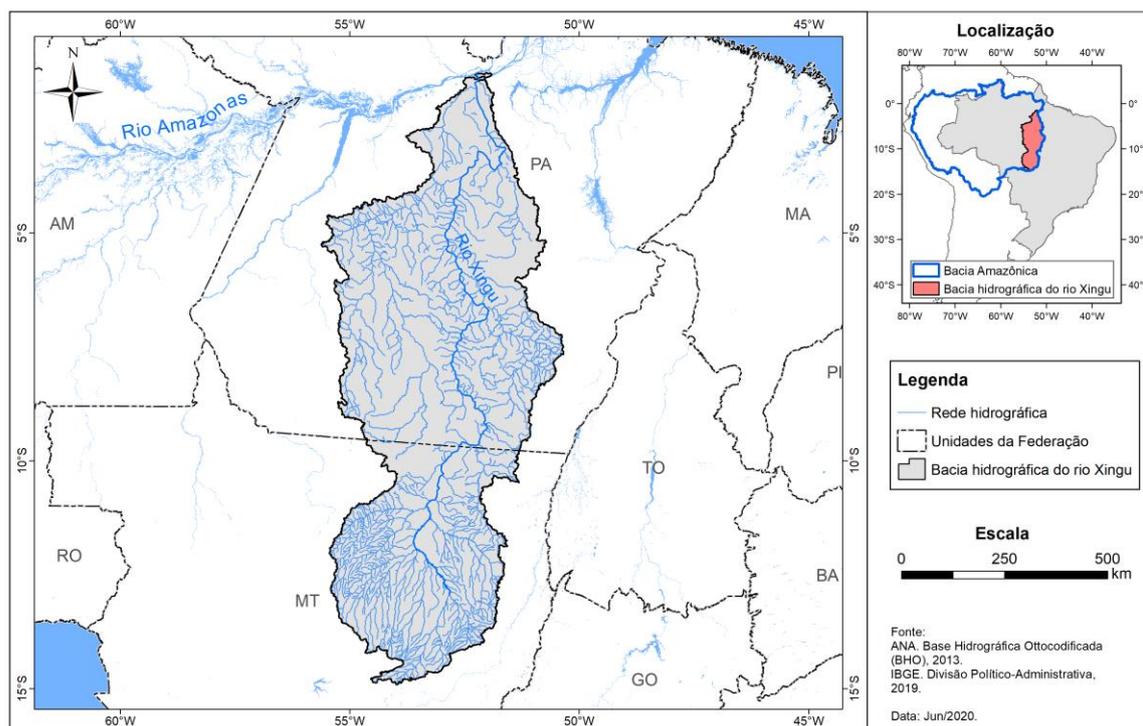
Conforme já evidenciado, os estudos acerca dos efeitos do desmatamento no bioma do Cerrado ainda são em pequena escala. Em contrapartida, existem inúmeros trabalhos desenvolvidos para tais impactos na Amazônia. Cenários climáticos simulados consideram desmatamento vasto na Amazônia, com mudança quase total das áreas de florestas por pastagem ou Cerrado, concluindo significativa redução na precipitação e consequente

evapotranspiração local. No estudo de Pongratz *et al.* (2006) foi constatada redução de 21% na ET através de modelo simulador de substituição de floresta por culturas agrícolas ou pastagens.

Por outro lado, alguns trabalhos apresentam resultados controversos, tais como o estudo observacional desenvolvido por Durieux *et al.* (2003), revelando aumento da convecção profunda no período chuvoso em regiões desflorestadas; e por Negri *et al.* (2004), observando tal acréscimo exclusivamente no período seco. Desse modo, é notório perceber que a dificuldade na obtenção dos efeitos precisos do desflorestamento na precipitação e/ou evapotranspiração está associada ao baixo registro de informações relativas ao tema que fortaleçam as hipóteses, em ambos os biomas, bem como aos aspectos do relevo que podem mascarar os impactos da mudança na cobertura vegetal.

### **3. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO**

A Bacia Hidrográfica do Rio Xingu, abrangendo seus 53,1 milhões de hectares, de direção norte-sul e 350km de largura média, recebe esse nome devido ao principal rio formador da mesma: o Xingu, com cerca de 2,7 mil km. Cruzando a parte leste do Estado de Mato Grosso, o rio Xingu atravessa o Estado do Pará até desembocar no rio Amazonas, na cidade de Porto de Moz (Figura 1). Formada por 35 municípios, a referida bacia ainda permanece habitada por povos indígenas de 20 etnias diferentes, em algumas porções, tais como no Parque Indígena do Xingu. Conjuntamente, cerca de 450 mil não-índios subdividem-se entre as cidades (ISA, 2012).

**Figura 1** – Limites e hidrografia da Bacia Hidrográfica do Rio Xingu

Contemplando os Biomas Amazônico e Cerrado, a bacia do Xingu está localizada em uma área de conversão ecológica. Enquanto a Floresta Amazônica Brasileira abrange sete estados da nação e representa a maior floresta tropical contínua do mundo, que abriga a maior biodiversidade do planeta (ROCHA et al., 2009), o Cerrado abrange apenas 23,9% do território brasileiro formado pela savana, vegetação típica de regiões com verões úmidos e invernos secos que se estendem por entre quatro e sete meses (COLE, 1986).

Além das áreas protegidas habitadas por povos indígenas a bacia do Xingu também possui 10 Unidades de Conservação (UCs), nas quais a ocupação e o uso do espaço devem respeitar as regras específicas vigentes em cada UC, observadas as restrições de atividades permitidas, em função das características naturais relevantes (ISA, 2010). Tais parcelas, somadas às terras indígenas, constituem o Corredor de Áreas Protegidas da bacia.

As cinco sub-bacias pertencentes a bacia do Xingu corresponde ao Baixo Xingu, Médio Xingu, Alto Xingu, Iriri e Nascentes do Xingu. Juntas, correspondem ao maior corredor de sociobiodiversidade do Brasil com diversas espécies animais e vegetais endêmicas (ISA, 2010).

Diversos estudos registraram as taxas de evapotranspiração da floresta Amazônica, variando em média de 1100 a 1500 mm/ano (FEARNSIDE, 2005; FISHER et al., 2009; ROCHA et al., 2009), enquanto a evapotranspiração nas savanas do Cerrado foi estimada em

torno de 1315 mm/ano, conforme é observado nos trabalhos de Costa *et al.* (2003) e Coe *et al.* (2011).

### 3.1. Climatologia

A climatologia da bacia hidrográfica do Xingu está associada basicamente às classificações e características dos dois biomas que a compõe, observadas as peculiaridades dos estados de Mato Grosso e Pará.

O clima na Amazônia é definido principalmente pela precipitação, em função de sua considerável variabilidade espacial e temporal (FISCH *et al.* 1998). Por essa razão, a precipitação média anual gira em torno de 2300 mm, variando de 1600 a 3000 mm/ano entre a estação seca, com valores inferiores a 100 mm/mês, e a estação chuvosa com precipitações acima de 200 mm/mês (FIGUEROA, NOBRE, 1990).

Devido ao grande volume pluviométrico, o bioma constituído pela floresta Amazônica armazena grande quantidade de água em seu sistema radicular profundo, principalmente na estação seca, a fim de manter sua fonte de umidade (ARRAUT *et al.*, 2012). Segundo os dados do Instituto Nacional de Meteorologia, as Normais Climatológicas de 1981-2010 indicam valores de temperatura média compensada anual entre 23 e 28°C, temperatura máxima anual entre 26 e 34°C e temperatura mínima anual entre 15 e 24°C, com umidade relativa do ar na casa dos 80% em praticamente todos os meses. Em direção a porção sul da bacia, quase na divisa entre biomas, verifica-se maiores amplitudes térmicas anuais (INMET, 2020).

O clima do Cerrado é característico pela presença de duas estações bem definidas: um verão quente e úmido, enquanto o inverno é frio e seco. Na época chuvosa, entre os meses de outubro e março, é possível observar valores pluviométricos que variam de 750 mm a 2.000 mm, apresentando média de 1.500 mm. Já na época seca, mais rigorosa nos meses de agosto e setembro, torna-se ausente as diversas formas de precipitação, com ocorrência apenas de geadas pouco frequentes. Vale destacar que períodos conhecidos como “veranicos”, intervalos de seca ao decorrer da estação chuvosa, são recorrentes (ADÁMOLI *et al.*, 1987; PINTO, 1990; EITEN, 1994).

Por tais influências, as temperaturas médias anuais do Cerrado costumam predominar na faixa de 23 °C, apresentando baixa estacionalidade nas médias mensais. Embora a oferta de água não seja tão abundante quanto no bioma Amazônico, vizinho ao norte, no Cerrado a disponibilidade hídrica é menor, fator que permitiu a adaptação da vegetação nativa aos

longos períodos de seca, armazenando água em suas raízes, predominantemente pivotantes e profundas, também capazes de absorver a água presente nos lençóis subterrâneos (EITEN, 1972; WALTER, 1986).

De maneira geral, a bacia do Xingu apresenta precipitação variável de 1500 a 2500 mm/ano, sendo que ao norte e sudoeste da bacia registram intensidades maiores de chuvas, notadamente causadas pela ação de princípios atmosféricos, neste caso referindo-se respectivamente à Zona de Convergência Intertropical e à Zona de Convergência do Atlântico Sul (LUCAS et al., 2006). Ademais, ainda segundo Lucas *et al.* (2006), tal bacia possui estações de chuvas distintas e marcantes: de dezembro a maio marcada pela estação chuvosa; de junho a setembro a estação seca; e a estação de conversão entre outubro e novembro. As variações climáticas ao longo de toda a bacia são decorrentes de sua extensão latitudinal, na qual contempla certa conversão entre os climas Equatorial, direção norte, e Tropical, de direção sul.

A despeito da classificação climática das sub-bacias é possível distinguir três diferentes tipos, classificados como “quentes”: na região das cabeceiras, porção sul da Bacia do Xingu, aonde situa-se a sub-bacia do Nascentes do Xingu, o clima característico é Tropical semi-úmido; na porção média da bacia, englobando as sub-bacias do Alto Xingu, Médio Xingu e Iriri, e na parte superior, porção norte da Bacia do Xingu, compreendendo o Baixo Xingu, classifica-se como clima Tropical úmido (IBGE, 2002).

### **3.2. Recursos Hídricos**

Conforme evidenciado, a bacia do rio Xingu é nomeada segundo seu rio formador, correspondente ao maior e principal curso d'água da região. Além de sua extensão significativa (2700km), o rio Xingu possui vazão média equivalente a 8,728 m<sup>3</sup>/s (ISA, 2012). Ao todo, incluindo os afluentes do rio Xingu, a bacia contempla descarga média de 9700 m<sup>3</sup>/s e área de drenagem igual a 531.250 km<sup>2</sup> (ELETROBRÁS, 2009; SANTOS et al., 2019).

As nascentes do rio Xingu, localizadas no Cerrado, possuem altitudes próximas a 600m na região do Planalto Central, situada no encontro entre as Serra do Roncador e a Serra Formosa, seguindo em direção ao norte da Amazônia, aonde desemboca em sua foz na cidade de Porto de Moz/PA, aonde torna-se afluente do Rio Amazonas. Sua rede de drenagem se aproxima paralelamente da maioria dos afluentes e segue na declividade média da bacia,

tendo como principais tributários os rios Iriri, Curuá, Bacajá, Fresco, Suiá-Miçu, Liberdade, Ronuro, Manissauá-miçu, Ferro, Cuvisevo e Comandante Fontoura (ELETROBRÁS, 2009).

Considerado um rio de águas claras, o Xingu apresenta descargas naturalmente insignificantes de sedimentos, já que drenam áreas de cráton e plataformas (LATRUBESSE et al., 2005). Embora não seja considerado apto para a navegação em larga escala, em razão da topografia composta por relevos acentuados, essas características fornecem ao rio Xingu possui elevado potencial hidrelétrico (BRASIL, 1974). Ainda assim, é possível aproveitar o estirão de aproximadamente 400 km de extensão, na região do baixo curso, para a navegação. Conjuntamente, no curso superior, embora sejam presentes as cachoeiras, existem trechos relativamente extensos capazes de permitir o tráfego de pequenas embarcações (ELETROBRÁS, 2009).

### **3.3. Solos**

Devido à extensão norte-sul da bacia hidrográfica do rio Xingu, na classificação de solos não ocorre a presença de um único tipo de solo para toda a região. Desse modo, as formações do solo existentes na bacia foram subdivididas de acordo com as cinco sub-bacias do Xingu, utilizando o mapeamento sistemático realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2007).

Na região da sub-bacia das Nascentes do Xingu, localizada na porção da bacia no estado de Mato Grosso, é observado a presença de seis tipos de solo: plintossolo, neossolo litólico, neossolo flúvico, cambissolo, argissolo vermelho-amarelo e o latossolo vermelho-amarelo, sendo este último o de maior ocorrência. É observado em tal sub-bacia a elevada exploração e uso do solo, com forte produção de soja, criação de gado e exploração madeireira, devido às condições propícias do solo, relevo e regime de chuvas (IBGE, 2010; SILVA, 2010; ISA, 2012).

A sub-bacia do Alto Xingu localiza-se na divisa entre os estados de Mato Grosso e Pará, apresentando três classes de solo distintas, dentre as quais encontram-se plintossolo, latossolo vermelho-amarelo e pontuais afloramentos de rochas, com a presença marcante do cultivo de soja e porções menores direcionadas ao rebanho bovino (IBGE, 2010; SILVA, 2010; ISA, 2012).

Concentrada no estado do Pará, a sub-bacia do Médio Xingu abrange as formações do solo classificadas como latossolo vermelho-amarelo, nitossolo vermelho, plintossolo e afloramento de rochas. Nesta região é expressivo o uso do solo para cultivo de cacau, em

função das condições climáticas locais, e pontuais presenças do setor agropecuário através da criação bovina e exploração madeireira (IBGE, 2010; SILVA, 2010; ISA, 2012).

À oeste na bacia do Xingu encontra-se a sub-bacia do Iriri, se destacando pela presença de apenas três tipos de solo, os quais consistem no plintossolo (mais abundante), afloramento rochoso e neossolo quartzarênico. De acordo com tais formações, a agricultura da soja não se tornou possível, propiciando o desenvolvimento significativo da criação de gado, conjuntamente com plantio de cacau (IBGE, 2010; SILVA, 2010; ISA, 2012).

Por fim, a sub-bacia do Baixo Xingu, localizada ao norte da bacia hidrográfica, apresenta quatro classificações de solo: gleissolo, nitossolo vermelho, plintossolo e latossolo amarelos, sendo os dois últimos de maior ocorrência. Observa-se que o uso e ocupação do solo na região possui maior concentração no cultivo de cacau, e presenças locais de criação de gado bovino e extração de madeira (IBGE, 2010; SILVA, 2010; ISA, 2012).

De maneira geral, a porção da Floresta Amazônica contida na bacia do Xingu é constituída principalmente pelos latossolos, com características de grande profundidade, boa drenagem, acidez considerável e baixa fertilidade, devido ao avançado processo de intemperismo (DEMATTÊ, DEMATTÊ, 1993; SANTOS, et al. 2006). Embora os solos do Cerrado na bacia do Xingu também constituem em maior proporção o tipo latossolos, suas propriedades se diferem na composição química. Em maior expressividade, as diferenças ocorrem no fato dos solos da savana brasileira serem menos ácidos, possuem maior porcentagem de matéria orgânica em sua composição, e são ainda mais intemperizados que os solos amazônicos (DEMATTÊ, DEMATTÊ, 1993; COLE, 1986; WERNECK, 2011).

### **3.4. Vegetação**

Conforme elencado anteriormente, a bacia hidrográfica do Rio Xingu encontra-se na conversão ecológica entre os biomas Amazônia e Cerrado. No sul da bacia situa-se a maior extensão das savanas do cerrado, com manchas especializadas do bioma ao centro, de vegetação predominantemente baixa e de folhas duras, troncos retorcidos e raízes profundas, bem adaptadas as secas características da região. Em contrapartida, o centro-norte da bacia é formado pela Floresta Amazônica, de vegetação mais estrondosa e troncos retilíneos, de árvores altas que preenchem a paisagem (ISA, 2012).

A classificação adotada para o Cerrado como a savana brasileira oriunda exatamente das formas dominantes de sua vegetação rasteira e com poucos arbustos, características dos campos, similar às savanas africanas. Tal bioma abriga uma pluralidade de espécies de plantas

em função da quantidade de chuvas e disponibilidade de água, intervalos de seca, tipo de solo e teor de alumínio disponíveis. Destacadamente é observado três formações distintas que o compõe: campo, aonde predomina vegetação rasteira; matas de galeria, representando as florestas existentes nas encostas dos rios; e campos úmidos com murundus, ocorrendo nas nascentes dos rios e em locais de solo encharcado, conjugando às matas de brejo (ISA, 2012). Mais recentemente, tais formações são classificadas como florestas associadas ao planalto dos Parecis, devido à presença de vegetação ecotonal resultante do encontro aleatório entre espécies ombrófilas e estacionais, independentemente do tipo de clima, solo ou relevo (SEPLAN, 1999).

Diferentemente do Cerrado, o bioma Amazônia é predominante no norte da Bacia do Xingu, e apresenta diversas formações florestais características dos fatores ambientais da região que proporcionam associações dos elementos bióticos locais (LEITÃO-FILHO, 1987). A composição dessas florestas engloba espécies de tamanhos variados, tais como ervas, arbustos, arvoretas, árvores de sombra e de copa, trepadeiras e epífitas, tornando-a extremamente densa. Sua presença se dá de forma predominante na extensão centro-norte da bacia, permeando a região centro-sul da mesma nas regiões de encontro dos dois biomas, com formações vegetais caracterizam-se como transitórias, conhecidas como florestas estacionais (ISA, 2012).

A principal tipologia de vegetação encontrada na Amazônia é a floresta ombrófila densa, constituída de aproximadamente 300 espécies diferentes de árvores a cada hectare, característica de regiões mais úmidas com precipitação bem distribuída durante todo ano. Em outras porções, também são encontrados os “falsos-campos”, ou Campinaranas, formados por árvores amazônicas finas sob solos arenosos ou encharcados na maior parte das estações; e as formações pioneiras com predomínio de plantas herbáceas e arbustivas em áreas permanentemente alagadas, tais como pantanais (DAVIDSON et al., 2012; ISA, 2012). Vale salientar que, a partir das características radiculares da vegetação típica do bioma Amazônia, aproximadamente um terço da umidade por ela gerada corresponde à evapotranspiração (SILVESTRINI et al., 2011; ISA, 2012).

Embora visualmente não possuam características similares, algumas espécies de vegetação do Cerrado e da Amazônia têm significativo grau de parentesco entre seus gêneros e famílias, devido à localização em zona de conversão de biomas (KUNZ et al., 2009).

### 3.5. Desmatamento

Pressionado pelos mercados externos ao incentivo na produção de insumos, o agronegócio na região da bacia cresceu fortemente influenciado pela demanda do contexto mundial. Os avanços das tecnologias propiciaram o estabelecimento de frentes de cultivos de grãos e pastagens, promovendo o *start* da expansão da fronteira agrícola. Embora tal ampliação tenha gerado fortes impactos positivos na economia do país, também foi responsável pelo desmatamento de grandes áreas da Floresta Amazônica (ARAUJO e PONTE, 2015).

Segundo os relatórios da série Cartô Brasil Socioambiental (ISA, 2012), a pecuária continua representando a maior atividade econômica regional, mas a soja tem progressiva expansão no agronegócio do Mato Grosso, desde as porções das cabeceiras do Xingu. Dentre os diversos impactos, destaca-se também a Usina Hidrelétrica de Belo Monte, a despeito de todas as críticas sobre sua viabilidade econômica, seus problemas socioambientais mal dimensionados e protestos das populações afetadas.

A ocorrência desse desmatamento se dá de forma não homogênea, concentrando nas zonas de maior densidade demográfica, na faixa que se estende do Maranhão a Rondônia, passando pelos estados do Tocantins e Mato Grosso, formando o chamado “Arco do Desmatamento”. Tal arco localiza-se em uma zona de conversão entre dois dos maiores biomas brasileiros, a Amazônia e o Cerrado, observados expressivamente na bacia do Xingu, ameaçando significativamente a biodiversidade e os demais serviços ambientais dos dois ecossistemas (INPE, 2012). Estudos demonstram que os primeiros incentivos de expansão e desenvolvimento da região norte, impulsionados pela política governamental das décadas de 1960 e 1970, promoveram consequências que refletem no desmatamento de tal área até os dias atuais (SALATI et al., 1983; LEITE et al., 2011).

Na última década, no período de 2000 a 2005, o desmatamento na bacia Xingu foi acelerado resultando em 35 mil km<sup>2</sup> de vegetação nativa removida. A partir de então, através das alterações nos fatores econômicos, como a oscilação nos preços das commodities e a criação do Plano de Prevenção e Controle ao Desmatamento na Amazônia Legal, foi observada redução no desflorestamento contínuo da Amazônia (ISA, 2012). Entretanto, desde 2011 observa-se retomada nos processos de retirada da cobertura vegetal, mostram um aumento da taxa em comparação com 2010 na região nordeste de Mato Grosso, que abrange a região leste da bacia do Xingu, e na região norte da bacia no Pará (INPE, 2012).

Com relação à proporção do desmatamento em relação aos povos, cerca de 40% da área da bacia é ocupada por terras indígenas, com valores de desmatamento menores que 3% do

total. Ao mesmo tempo, as unidades de conservação federais correspondem a aproximadamente 14% da bacia, porém contabilizam apenas 1,4% do desmatamento total; e em contrapartida, os assentamentos ocupam cerca de 5% da área da bacia, mas concentram 12% do desmatamento total. Ao todo, em torno de 80% do desflorestamento na bacia do Xingu ocorre fora das áreas protegidas e dos assentamentos (ISA, 2012).

Em termos das sub-bacias, as mais afetadas pelo desmatamento encontram-se localizadas no estado de Mato Grosso, as quais correspondem à Nascentes do Xingu (mais afetada pelo fenômeno) e ao Alto Xingu, situadas nas cabeceiras do rio Xingu, podendo alterar os processos hidrológicos e biogeoquímicos na bacia como um todo. Já no estado do Pará, somente a porção leste da sub-bacia do Médio Xingu apresenta taxas relativamente altas de desmatamento (INPE, 2012).

Salienta-se a importância de evitar o desflorestamento de bacias hidrográficas, já que os impactos causados por estes acarretam aumento do carreamento de nutrientes e partículas do solo para o curso d'água adjacente, colaborando para aumento da sua turbidez e assoreamento, com possíveis ocorrências de eutrofização, conforme observado na Bacia do Xingu (ELETROBRÁS, 2009).

#### **4. DESENVOLVIMENTO E APRESENTAÇÃO DO TRABALHO**

O desenvolvimento deste trabalho está estruturado em três capítulos no formato de artigo científico.

No capítulo 1, de início, foi realizada a filtragem e programação em JavaScript dos sete conjuntos de dados de sensoriamento remoto da variável evapotranspiração disponíveis na plataforma *Google Earth Engine*: FLDAS, MOD16A2, PML\_V2, TerraClimate, SSEBop, ERA5 e GLEAM, para a Bacia do Xingu e suas 5 sub-bacias pertencentes. Na sequência foram filtrados os dados registrados de evapotranspiração, para o mesmo período de 2003-2014, fornecidos pelo Projeto FLUXCOM em plataforma própria.

Através dessas programações, dois tipos de arquivos foram gerados: .csv, nos quais foram submetidos a análises estatísticas no *software* STATISTICA®; e arquivos .tiff de evapotranspiração mensal e anual, entre 2003 e 2014 (período comum entre os produtos), que foram tratados em ambiente GIS (*software* ArcGIS 10.3). Importante destacar que, ao final das compilações, os dados de todos os oito produtos, incluindo o FLUXCOM, foram submetidos à reamostragem nos *pixels*, a fim de transformá-los à resolução espacial de 1km.

A última etapa do capítulo 1 consistiu na aplicação de fórmulas e técnicas estatísticas aos arquivos .csv anteriormente obtidos, através dos *softwares* R e STATISTICA<sup>®</sup>, em suas versões livres, a fim de analisar o desempenho de cada um dos conjuntos de dados estimados (FLDAS, MOD16A2, PML\_V2, TerraClimate, SSEBop, ERA5 e GLEAM) e registrados e pós-processados *in loco* (FLUXCOM), em relação à mediana dos oito modelos. Para tanto, foram avaliados os parâmetros estatísticos: Coeficiente de Correlação de Pearson, Raiz do Erro Quadrático Médio, Índice de Concordância de Wilmott, Razão de Discrepância e Análise de Dupla Massa.

No Capítulo 2 foi realizada a filtragem e programação em JavaScript da Coleção 6 da plataforma MapBiomas, que fornece dados sobre o uso e cobertura da terra, juntamente com a criação de um produto equivalente à Mediana dos dados de evapotranspiração gerados pelos modelos MOD16A2, PML\_V2, Terra Climate, ERA5-Land, GLEAM\_v3.3a, SSEBop, FLUXCOM, FLDAS e FLUXCOM, ambos acessados pela plataforma *Google Earth Engine* para a Bacia do Xingu, no intervalo disponível de 1985 a 2020.

O resultado dessa programação produziu dois tipos de arquivos: .csv, nos quais foram submetidos a análises estatísticas nos *softwares* ProUCL e STATISTICA<sup>®</sup>, em suas versões livres, a fim de avaliar se existe influência das mudanças da cobertura do solo na evapotranspiração anual da Bacia do Xingu através do diagrama de dispersão, análise estatística percentual das diferenças de conversão do solo, e teste de tendência Mann-Kendal para a ET de conversão; e arquivos .tiff anuais, que foram tratados em ambiente GIS (*software* ArcGIS 10.3).

Na sequência, o Capítulo 3 filtrou o *shapefile* da região correspondente à represa (lago) criada por meio da Hidrelétrica de Belo Monte, fornecido pela Agência Nacional de Águas (ANA). Para a obtenção dos dados foi utilizado o aplicativo SSEBop BR Evapotranspiration para estimativa da evapotranspiração real, considerando o período disponível de dados no aplicativo (1993-2021), e a coleção 6 do projeto MapBiomas que fornece dados de uso do solo na região da área alagada de Belo Monte foram filtrados. Tal programação gerou arquivos .csv, que passaram pela aplicação do Teste de Tendência Mann-Kendal e técnicas estatísticas gráficas através do *software* STATISTICA<sup>®</sup>, e arquivos .tiff anuais que foram tratados em ambiente GIS (*software* ArcGIS 10.3).

Por fim, o último e terceiro capítulo analisou a possível existência de efeitos causados pela construção da Hidrelétrica de Belo Monte na evapotranspiração real da área do reservatório,

analisando-se a tendência da ET no período anterior à construção da usina (1993-2015) em comparação com os dados de ET desde o ano de sua inauguração (2016-2021).

## REFEREÊNCIAS

ABATZOGLOU, J.T., DOBROWSKI, S.Z.; PARKS, S.A.; HEGEWISCH, K.C. Terraclimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958-2015, **Scientific Data**, 2018.

ADÁMOLI, J., MACEDO, J., AZEVEDO, L. G., NETTO, J. M. Caracterização da região dos cerrados. In: GOEDERT, W. J. (ed.) **Solos dos cerrados: tecnologias e estratégias de manejo**. (Planaltina: Embrapa/CPAC) São Paulo: Nobel. 339p. 1987.

AGAM, N.; KUSTAS, W. P.; ANDERSON, C. M.; LI, F.; COLAIZZI, P. D. Utility of thermal sharpening over Texas high plains irrigated agricultural fields. **Journal of Geophysical Research**, v. 112, 2007.

ALLEN, R.G. *et al.* Crop Evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) - **Irrigation and drainage**, 56, 1998.

ALLEN, R.G.; TASUMI, M.; MORSE, A.; TREZZA, R. A landsat-based energy balance and evapotranspiration model in Western US water rights regulation and planning. **Irrigation and Drainage Systems**, Dordrecht, v. 19, p. 251-268, 2005.

ALLEN, R. G., TASUMI, M., TREZZA, R. Satellite-based energy balance for mapping evapotranspiration with internalized calibration “METRIC”-model, **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 133, n. 4, pp. 380 – 394. 2007.

ALVES, L. M; MARENGO, J. A; FU, R.; BOMBARDI, R. J. Sensitivity of Amazon Regional Climate to Deforestation. **American Journal of Climate Change**, v. 6, p. 75-98. 2017.

AMORIM, T. X. Impactos do desmatamento progressivo da Amazônia na precipitação do Brasil. 74p. **Trabalho de Conclusão de Curso**, Universidade Federal Fluminense, 2017.

AMY MCNALLY NASA/GSFC/HSL. **FLDAS Noah Land Surface Model L4 Global Monthly 0.1 x 0.1 degree (MERRA-2 and CHIRPS)**, Greenbelt, MD, USA, Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC). 2018.

ANA. Agência Nacional de Águas. **GeoNetwork - Portal para informações e dados espaciais**. Disponível em: <<https://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home>>. Acesso em: jul. 2020.

ANDERSON, D.E. *et al.* Eddy correlation measurements of CO<sub>2</sub>, latent heat and sensible heat fluxes over a crop surface. **Boundary-Layer Meteorology**, 29, p. 167– 183, 1984.

ANDERSON, M. C.; NORMAN, J. M.; DIAK, G. R.; KUSTAS, W. P.; MECIKALSKI, J. R. A two-source time-integrated model for estimating surface fluxes using thermal infrared remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, v.60, p.195-216, 1997.

ANDRADE, B. C. C. Estimativa da evapotranspiração real via sensoriamento remoto. **Dissertação (mestrado)** - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. 2018.

ARAUJO, R.C.; PONTE, M.X. Agronegócio na Amazônia: ameaças e oportunidades para o desenvolvimento sustentável na região. **Revista de Agroambientais**. Alta Floresta. MT. v.13, n.2, p. 101-114, 2015.

ARRAUT, J.M.; NOBRE, C.; BARBOSA, H.M.J.; OBREGON, G. E.; MARENGO, J. Aerial Rivers and Lakes: Looking at Large - Scale Moisture Transport and Its Relation to Amazonia and to Subtropical Rainfall in South America. **Journal of Climate**. v.25. pp. 543 - 556. 2012.

AUBINET, M. *et al.* Estimates of the annual net carbon and water exchange of European forests: The EUROFLUX methodology. **Adv. Ecol. Res.**, 30, p. 113–175, 2000.

BALDOCCHI, D. *et al.* FLUXNET: A new tool to study the tempo- ral and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities, Bull. **Am. Meteorol. Soc.**, 2001.

BASTIAANSEN, W.G.M. **Regionalization of surface flux densities and moisture indicators in composite terrain: a remote sensing approach under clear skies in**

**Mediterranean climate.** 1995. 272 p. Tesis, (PhD Dissertation - CIP Data Koninklijke Bibliotheek), Den Haag, 1995.

BASTIAANSEN, W.G.M.; MENENTI, M.; FEDDES, R.A.; HOLTSLAG, A.A.M.; A remote sensing surface energy balance algorithm for land (SEBAL) 1. Formulation. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 212, p. 198-212, 1998.

BASTIAANSEN, W.G.M.; ALI, S. A new crop yield forecasting model based on satellite measurements applied across Indus Basin, Pakistan. **Agriculture Ecosystems & Environments**, v. 94, p. 321-340, 2003.

BASTIAANSEN, W. G. M.; NOORDMAN, E. J. M.; PELGRAM, H.; DAVIDS, G.; THORESON, B. P.; ALLEN, R. G. SEBAL model with remotely sensed data to improve water-resources management under actual field conditions. **J. Irrig. Drain. Eng.**, p. 85-93, 2005.

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C., Manual de Irrigação, 7ª edição, **Editora UFV**, 2005.

BEZERRA, B.G.; SILVA, B.B. da; FERREIRA, N.J. Estimativa da evapotranspiração real diária utilizando-se imagens digitais TM – Landsat 5. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.23, n.3, p. 305-317, 2008.

BONAN, G.B.; POLLARD, D.; THOPSOM, S.L. Effects of boreal forest vegetation on global climate. **Nature**, v. 359, p.716-718, 1992.

BOSCH, J. M.; HEWLETT, J. D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, v. 55, p. 3-23, 1982.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Secretaria Geral. Projeto RADAMBRASIL. Levantamento de Recursos Naturais, Vols. 1-23. **Ministério das Minas e Energia**, Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM) Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 1974.

BROWN, A.E.; ZHANG, L.; McMAHON, T.A.; WESTERN, A.W.; VERTESSY, R.A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hydrology**, v. 310, p. 28-61, 2005.

BRUIJNZEEL, L.A. Hydrology of Moist Forest and the Effects of Conversion: A State of Knowledge Review. UNESCO, Paris e Amsterdam, 224 pp., 1990.

CHAVES, J.; NEILL, C.; GERMER, S.; GOUVEIA NETO, S.; KRUSCHE, A.; ELSENBEER, H. Land management impacts on runoff sources in small Amazon watersheds. **Hydrological Processes**, v. 22, p. 1766-1775, 2008.

COE, M.T.; LATRUBESSE, E.M.; FERREIRA, M.E.; AMSLER, M.L. The effects of deforestation and climate variability on the streamflow of the Araguaia River, Brazil. **Biogeochemistry**, v. 105, p. 119-131, 2011.

CHANDER, G.; MARKHAM, B. L.; HELDER, D. L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, p.893-903, Issue 5, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.01.007>

CHEMIN, Y.; PLATONOV, A.; UL-HASSAN, M.; ABDULLAEV, I. Using remote sensing data for water depletion assessment at administration and irrigation-system levels: case study of the Ferghana Province of Uzbekistan. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v.64. p.183-196, 2004.

CHOW, V.T.; MAIDMENT, D.R.; MAYS, L.W. Applied hydrology. New York, **Mc Graw-Hill**, 572p. 1988.

CLEUGH, H. A.; LEUNING, R.; UM, Q.; RUNNING, S. W. Regional evaporation estimates from flux tower and MODIS satellite data. **Remote Sensing of Environment** 106, 285–304. 2007.

COLE, M. The Savannas: Biogeography and Geobotany. **Academic Press**: Universidade de Michigan, 438 p., 1986.

COSTA, M. H.; FOLEY, J.A. Combined Effects of Deforestation and Doubled Atmospheric CO<sub>2</sub> Concentrations on the Climate of Amazonia. **Journal of Climate**, v. 13, p. 18-34, 2000.

COSTA, M.H.; BOTTA, A.; CARDILLE, J.A. Effects of large-scale in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeast Amazonia. **Journal of Hydrology**, v. 283, p. 206-217, 2003.

COSTA, M. H.; YANAGI, S. N. M.; SOUZA, P. J. O. P.; RIBEIRO, A.; ROCHA, E. J. P. Climate change in Amazonia caused by soybean cropland expansion, as compared to caused by pastureland expansion. **Geophysical Research Letters**, v. 34, L07706, doi:10.1029/2007GL029271, 2007.

CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. Hidrologia da Bacia do Rio Amazonas. **A água em revista. Ciência e Tecnologia**. Disponível em: <[https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins\\_textes/pleins\\_textes\\_6/b\\_fdi\\_35-36/41720.pdf](https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_6/b_fdi_35-36/41720.pdf)>. Acesso em: jul. 2020.

D'ALMEIDA, C.; VRSMARTY, C. J.; HURTT, G. C.; MARENGO, J. A.; DINGMAN, S. L.; KEIM, B. D. The Effects of Deforestation on the Hydrological Cycle in Amazonia: A Review on Scale and Resolution. **International Journal of Climatology**, v. 27, p. 633–647, 2007.

DAVIDSON, E. A.; de ARAÚJO, A. C.; ARTAXO, P.; BALCH, J. K.; BROWN, I. F.; BUSTAMANTE, M. M.C.; COE, M. T.; DEFRIESS, R. S.; KELLER, M.; LONGO, M.; MUNGER, J. W.; SCHROEDER, W.; SOARES-FILHO, B. S.; SOUZA, J. C. M.; WOFESY, S. C. The Amazon basin in transition. **Nature**, vol. 481: 321-328. 2012.

DEMATTÊ, J.L.I.; DEMATTÊ, J.A.M. Comparações entre as propriedades químicas de solos das regiões da floresta Amazônica e do Cerrado do Brasil Central. **Scientia Agricola**. v. 50, p. 272–286, 1993.

DOE. United States Department of Energy. **About the FLUXNET Network**. Disponível em: <<https://fluxnet.fluxdata.org/about/>>. Acesso em: 07 de julho de 2020.

DOORENBOS, J.; PRUITT, W. O. **Guidelines for predicting crop water requirements**. 2 ed. Rome: FAO, 1977, 179 p. (FAO. Irrigation and Drainage Paper, 24).

DURIEUX, L.; MACHADO, L.A.T.; LAURENT, H. The impact of deforestation on cloud cover over the Amazon arc of deforestation. **Remote Sensing of Environment**, v. 86, n. 1, p. 132-140. 2003.

EBITA, A.; KOBAYASHI, S.; OTA, Y.; MORIYA, M.; KUMABE, R.; ONOGI, K.; HARADA, Y.; YASUI, S.; MIYAOKA, K.; TAKAHASHI, K.; KAMAHORI, H.;

KOBAYASHI, C.; ENDO, H.; SOMA, M.; OIKAWA, Y.; ISHIMIZU, T. Japanese 55- year reanalysis “JRA-55”: an interim report. **Sola**, v. 7, p. 149-152, 2011.

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, 38 (2): 201-341, 1972.

EITEN, G. Vegetação do Cerrado. In: PINTO, M. N. (coord.). **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. (2a ed.) Brasília: UnB/Sematec. P.9-65. 1994.

ELETROBRÁS. Avaliação Ambiental Integrada - Aproveitamentos Hidrelétricos da Bacia Hidrográfica do Rio Xingu. **Ministério de Minas e Energia**. Brasília, DF. 2009.

FEARNSIDE, P.M. 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira: História, índices e conseqüências. **Megadiversidade** 1(4): 113-123.

FIGUEROA, S.N.; E NOBRE, C. Precipitations distribution over Central and Western Tropical South America Climanálise - **Boletim de Monitoramento e Análise Climática**, v.5, n.6, p.36 - 48, 1990.

FISCH, G.; MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A. Uma Revisão Geral Sobre O Clima da Amazônia. **Acta Amazonica**, 28(2):101-126, 1998.

FRIEDL, M., SULLA-MENASHE, D. **MCD12Q1 MODIS/Terra+Aqua Land Cover Type Yearly L3 Global 500m SIN Grid V006** [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. Acesso em 08-07-2020 em <https://doi.org/10.5067/MODIS/MCD12Q1.006>. 2019.

FLUXDATA. Data portal serving the FLUXNET community. **About Data**. 2017.

FUNK, C.; PETERSON, P.; LANDSFELD, M. *et al.* The climate hazards infrared precipitation with stations - a new environmental record for monitoring extremes. **Sci Data** 2, 150066. 2015.

GAN, R.; ZHANG, Y. Q.; SHI, H.; YANG, Y. T.; EAMUS, D.; CHENG, L.; CHIEW, F. H. S.; YU, Q. Use of satellite leaf area index estimating evapotranspiration and gross assimilation for Australian ecosystems. *Ecohydrology*, <https://doi.org/10.1002/eco.1974>. 2018.

GERMER, S.; NEILL, C.; VETTER, T.; CHAVES, J.; KRUSCHE, A.V.; ELSENBEER, H. Implications of long-term land-use change for the hydrology and solute budgets in small catchments in Amazonia, **Journal of Hydrology**, v. 364, p. 349-363, 2009.

GONÇALVES, M. H. A representação e análise temporal da distribuição da cultura canavieira em substituição às áreas de pastagem e vegetação arbórea no município de Ipeúna-SP de 1995 a 2015. 47p. **Trabalho de Conclusão de Curso**, Universidade Estadual Paulista (Unesp), 2019.

GORELICK, M. H. N. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**. 2016.

HAFEEZ M.M.; CHEMIM, Y.; VAN DE GIESEN, N.; BOUMAN, B.A. M Field Evapotranspiration in Central Luzon, Philippines, using Different Sensors: Landsat 7 ETM+, Terra Modis and Aster. In: SIMPOSIUM ON GEOSPATIAL THEORY, PROCESSING AND APPLICATIONS, Ottawa. **Proceedings...** Ottawa: Canadian Institute of Geomatics, p. 1-18, 2002.

HAMILTON, L.S. Tropical forests: identifying and clarifying issues. an overview paper. In. MARKHAM, Adam. Tropical Forests Task Force of the Pacific Economic Cooperation Council. Kuala Lumpur: Issues for the Tropical Forests Task Force of the Pacific Economic Cooperation Council. 1990.

HARRIS, I.; OSBORN, T. J.; JONES, P.; LISTER, D. Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset. **Scientific data**, v. 7, n. 1, p. 1-18, 2020.

HAYHOE, S.J.; NEILL C.; PORDER, S.; McHORNEY, R.; LEFEBVRE, P.; COE, M.T.; ELSENBEEER, H.; KRUSCHE, A.V. Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. **Global Change Biology**, n. 17, p. 1821-1833, 2011.

HEMAKUMARA, H.M.; CHANDRAPALA, L.; MOENE, A.F. Evapotranspiration fluxes over mixed vegetations areas measured from large aperture scintilometer. **Agriculture Water Manegement**, v. 58, p. 109-112, 2003.

HERSBACH, H., BELL, B., BERRISFORD, P., BIAVATI, G., HORÁNYI, A., MUÑOZ SABATER, J., NICOLAS, J., PEUBEY, C., RADU, R., ROZUM, I., SCHEPERS, D., SIMMONS, A., SOCI, C., DEE, D., THÉPAUT, J. N. ERA5 hourly data on single levels from 1979 to present. **Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS)**. 2018.

HIPEL, K. W.; MCLEOD, A. I. Time Series Modelling of Water Resources and Environmental Systems. 1994.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Pedologia**. 2ª ed. Rio de Janeiro, IBGE. 2007.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico de 2010**. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 13 jul. 2020.

INMET. Instituto Nacional De Meteorologia. Normais Climatológicas 1981-2010. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas>>. Acesso em: jul. 2020.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **PROJETO PRODES: Monitoramento do desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por satélite**. 2012. Disponível em: <[http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes\\_1988\\_2011.htm](http://www.obt.inpe.br/prodes/prodes_1988_2011.htm)>. Acesso em: 31 de abril de 2020.

ISA. Instituto Socioambiental. **A Bacia do Rio Xingu em Mato Grosso**. Série Cartô Brasil Socioambiental vol. 02. 2010.

ISA. Instituto Socioambiental. **De olho na Bacia do Xingu**. Série Cartô Brasil Socioambiental vol. 05. 2012.

JIA, L.; SU, Z.; VAN DER HURK, B.; MONENTI, M.; MOENE, A.; DE BRUIM, H.A.R. Estimation of sensible heat flux using the Surface Energy Balance System (SEBS) and ATSR measurements. **Physics and Chemistry of the Earth**, Amsterdam, v. 28, n. 1/3, p. 75-88, 2003.

JIPP, P.H.; NEPSTAD, D.C.; CASSEL, D.K.; DE CARVALHO, C.R. Deep soil moisture storage and transpiration in forests and pastures of seasonally dry Amazônia. **Climatic Change**, v. 39, p. 395-412, 1998.

JOHNSON, T., ODIN, H. Measurements of evapotranspiration using a dynamic lysimeter. **Studia Forestalia Suecica**, Lund, n. 146, 29 p., 1978.

JUÁREZ, N. R. I.; GOULDEN, M. L.; MYNENI, R. B.; FU, R.; BERNARDES, S.; GAO, H. An empirical approach to retrieving monthly evapotranspiration over Amazonia. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29, p. 7045-7063, 2008.

JUNG, M.; REICHSTEIN, M.; CIAIS, P.; SENEVIRATNE, S.I.; SHEFFIELD, J.; GOULDEN, M. L. Recent decline in the global land evapotranspiration trend due to limited moisture supply. **Nature** 467: 951-954. 2010.

JUNG, M., KOIRALA, S., WEBER, U., ICHII, K., GANS, F., CAMPS-VALLS, G., PAPALE, D., SCHWALM, C., TRAMONTANA, G., REICHSTEIN, M. The FLUXCOM ensemble of global land-atmosphere energy fluxes. **Scientific Data**, 6: 74. 2019.

JUNG, H. C., *et al.* Uncertainties in Evapotranspiration Estimates over West Africa. **Remote Sens.**, 11(8), 892, 2019.

KITE, G.W., DROOGERS, P. Comparing evapotranspiration estimates from satellites, hydrological models and field data. **Journal of Hydrology**, 229. p. 3-18, 2000.

KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G. Past and current human occupation, and land use. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. The Cerrado of Brazil: ecology and natural history of a neotropical Savanna. **New York: Columbia University Press**, p. 69-88, 2002.

KUNZ, S. H.; IVANAUSKAS, N. M.; MARTINS, S. V.; SILVA, E.; STEFANELLO, D. Análise da semelhança florística entre as florestas do Alto Rio Xingu, da Bacia Amazônica e do Planalto Central. **Revista Brasil. Bot.**, v.32, n.4, p.725-736, 2009.

LATRUBESSE, E. M.; STEVAUX, J. C.; SINHA, R. Grandes sistemas fluviais tropicais: uma visão geral. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 6, n. 01, pp. 01-18. 2005.

LEITÃO-FILHO, H.F. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil. **IPEF** 35:41-46. 1987.

LEITE, C.C.; COSTA, M.H.; DE LIMA, C.A.; RIBEIRO, C.A.; SEDIYAMA, G.C. HISTORICAL reconstruction of land use in the Brazilian Amazon (1940-1995) **Journal of Land Use Science**, v. 6, p. 33-52, 2011.

LUCAS, E. W. M.; SOUSA, F. A. S.; MENEZES, R. H. N.; COSTA, R. F.; OLIVEIRA, L. L.; BARRETO, N. J. C. Variação espacial e temporal da precipitação na bacia hidrográfica do Xingu, Pará. In: **Congresso Brasileiro De Meteorologia**, 13, Florianópolis. Anais...2006.

MAIDMENT, D. R.; GIS and Hydrologic Modeling. In: GOODCHILD, M.F.; PARKS, B. O.; STEYAERT, L.T. (eds.) **Environmental Modeling with GIS**. New York: Oxford University Press, cap. 14, p. 147 – 167. 1993.

MARENGO, J.A. On the Hydrological Cycle of the Amazon Basin: A historical review and current State-of-the-art. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.21, n.3a, 2006.

MARTENS, B., MIRALLES, D.G., LIEVENS, H., VAN DER SCHALIE, R., DE JEU, R.A.M., FERNÁNDEZ-PRIETO, D., BECK, H.E., DORIGO, W.A., VERHOEST, N.E.C. GLEAM v3: satellite-based land evaporation and root-zone soil moisture, **Geoscientific Model Development**, v. 10, p. 1903–1925, 2017.

MCNALLY, A., ARSENAULT, K., KUMAR, S., SHUKLA, S., PETERSON, P., WANG, S., FUNK, C., PETERS-LIDARD, C.D., & VERDIN, J. P. A land data assimilation system for sub-Saharan Africa food and water security applications. **Scientific Data**, 4, 170012. 2017.

MIRALLES, D.G., HOLMES, T.R.H., DE JEU, R.A.M, GASH, J.H., MEESTERS, A.G.C.A., DOLMAN, A. J. Global land-surface evaporation estimated from satellite-based observations, **Hydrology and Earth System Sciences** , v. 15, p. 453-469, 2011.

MOHAMED, Y.A.; BASTIAANSEN, W.G.M.; SAVENNIJE, H.H.G.; Spatial variability of evaporation and moisture storage in the swamps of the upper Nile studied by remote sensing techniques. **Journal of Hidrology**, Amsterdam, v. 289, n. 1/4, p. 145-164, 2004.

MORAES, J. M., SCHULER, A. E.; DUNNE, T.; FIGUEIREDO, R. O.; VICTORIA, R. L. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in Eastern Amazonia. **Hydrological Processes**, v. 20, p. 2509- 2526, 2006.

MU, Q.; HEINSCH, F.A.; ZHAO, M.; RUNNING, S. W. Development of a global evapotranspiration algorithm based on MODIS and global meteorology data, **Remote Sensing of Environment**, 111, 519-536, doi: 10.1016/j.rse.2007.04.015. 2007.

MU, Q.; ZHAO, M.; RUNNING, S. W. Improvements to a MODIS Global Terrestrial Evapotranspiration Algorithm. **Remote Sensing of Environment** 115: 1781-1800. 2011.

MUÑOZ-SABATER, J. ERA5-Land monthly averaged data from 1981 to present. **Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS)**. 2019.

NAGLER, P.; CLEVERLY, J.; LAMPKIN, D.; GLENN, E.; HUETE, A.; WAN, Z. Predicting riparian evapotranspiration from MODIS vegetation indices and meteorological data. **Rem Sens Envir** 94: 17-30. 2005.

- NEGRI, A. J.; ADLER, R. F.; XU, L.; SURRATT, J. The Impact of Amazonian Deforestation on Dry Season Rainfall. **Journal of Climate**, v. 17, n. 6, p. 1306-1319. 2004.
- NEILL, C.; COE, M. T.; RISKIN, S. H.; KRUSCHE, A. V.; ELSENBEEER, H.; MACEDO, M. N.; McHORNEY, R.; LEFEBVRE, P.; DAVIDSON, E. A.; SCHEFFLER, R.; FIGUIRAS, A. M. S.; PORDER, S.; DEEGAN, L. Watershed responses to Amazon soya bean cropland expansion and intensification. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 368, n. 1619, 2013.
- NEMANI, R. R., RUNNING, S. W. Estimation of regional surface resistance to evapotranspiration from NDVI and Thermal-IR AVHRR data, **Journal of Applied Meteorology**, v. 28, pp. 276 – 284, 1989.
- NEPSTAD, D. C., VERISSIMO, A., ALENCAR, A., NOBRE, C., LIMA, E., LEFEBRE, P., SCHLESINGER, P., POTTER, C., MOUTINHO, P., MENDOZA, E., COCHRANE, M. & BROOKS, V. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398: p.505-508. 1999.
- NETO, A. J. C.; RODRIGUES, L. N. Impact of land use and occupation on potential groundwater recharge in a Brazilian savannah watershed. **Water Internacional**, v. 46, n. 3, p. 348-364, 2021.
- NETTO, P. E. A. Mudanças de uso de solo na Amazônia: implicações climáticas e na ciclagem de carbono. Manaus: **Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia**. INPA, 2002.
- NOBRE, C. A.; SELLERS, P. J.; SHUKLA, J. Amazonian Deforestation and Regional Climate Change. **Journal of Climate**, v. 4, 957-988, 1991.
- NTSG. MODIS Global Evapotranspiration Project (MOD16). University of Montana. 2015.
- PINTO, M. N. Cerrado: Caracterização, ocupação e perspectivas. **Editores UnB**, Brasília, 1990.
- PONGRATZ, J.; BOUNOUA, L.; De FRIES, R.S.; ANDERSON, L.O.; MAUSE, W.; KLINK, C.A. The Impact of Land Cover Change on Surface Energy and Water Balance in Mato Grosso, Brazil. **Earth Interactions**, v.10, n. 19, p. 1-19, 2006.

PORTO, R. L. L.; FILHO, K. Z.; SILVA, R. M. **Evapotranspiração**. Apostila. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. 2003.

REGO, Carlos Augusto Rocha de Moraes. Alterações nos atributos edáficos, nos estoques de carbono e nitrogênio e nas frações da matéria orgânica após substituição da vegetação natural por pastagens na Amazônia maranhense. 83 f. **Tese (Doutorado em Agronomia)**, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon, 2021.

RIBEIRO, P., S., GOMES, D., J., C., SOUZA, E., B., NASCIMENTO, M., M., M., NASCIMENTO, J., C., S., OLIVEIRA, M., R., S ROCHA., M., C. Influência do desmatamento na temperatura do ar. *Revista Brasileira de Geografia Física* v.16, n.01 p. 165-176, 2023.

ROCHA, H. R.; MANZI, A. O.; CABRAL, O. M.; MILLER, S. D.; GOULDEN, M. L.; SALESKA, S. R.; COUPE, N. R.; WOFSY, S.C.; BORMA, L. S.; ARTAXO, P.; VOURLITIS, G.; NOGUEIRA, J.S.; CARDOSO, F. L.; NOBRE, A. D.; KRUIJT, B.; FREITAS, H. C.; von RANDOW, C.; AGUIAR, R. G.; MAIA, J. F. Patterns of water and heat flux across a biome gradient from tropical forest to savanna in Brazil. **Journal of Geophysical Research**, v. 114, n. G00B12, 2009.

ROERINK, G.J.; SU, Z.; MENENTI, M. A Simple remote sensing algorithm to estimates the surface energy balance. **Physics and Chemistry of the Earth (B)**, Amsterdam, v. 25, p. 147-157, 2000.

RUNNING, S.; MU, Q.; ZHAO, M. MOD16A2 MODIS/Terra Net Evapotranspiration 8 Day L4 Global 500m SIN Grid V006 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. 2017a.

RUNNING, S.; MU, Q.; ZHAO, M. MOD16A3 MODIS/Terra Net Evapotranspiration Yearly L4 Global 500m SIN Grid V006 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. 2017b.

SALATI, E.; SHUBART, H. O. R.; JUNK, W.; OLIVEIRA, A. E. Amazônia, desenvolvimento, integração, ecologia. São Paulo : **Editora brasiliense**, CNPq, 327 p., 1983.

SAMARASINGHE, G.B. Growth and yields of Sri Lanka's major crops interpreted from public domain satellites. **Agriculture Water Management**, v. 58, p. 145-157, 2003.

SAMPAIO, G.; NOBRE, C.; COSTA, M. H.; SATYAMURTY, P.; SOARESFILHO, B. S.; CARDOSO, M. Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. **Geophysical Research Letters**, v. 34, L17709, doi: 10.1029/2007GL030612, 2007.

SANTOS, H.G.; JACOMINE, P.K.T.; dos ANJOS, L.H.; de OLIVEIRA, V.A.; OLIVEIRA, J.B.; COELHO, M.R.; LUMBRERAS, J.F.; CUNHA, T.J.F., eds. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2.ed. Rio de Janeiro, **Embrapa Solos**, 306 p., 2006.

SENA, C. C. R. Uso do sensoriamento remoto para a estimativa da evapotranspiração atual e diagnóstico do manejo da irrigação da cultura do tomate industrial em Goiás. 2021. 135 f. **Tese (Doutorado em Agronomia)**, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2021.

SENAY, G.B. *et al.* Operational Evapotranspiration Mapping Using Remote Sensing and Weather Datasets: A New Parameterization for the SSEB Approach. **Journal of the American Water Resources Association**, 15 p. 2013.

SENAY, G. B.; FRIEDRICHS, M.; SINGH, R. K.; VELPURI, N. M. Evaluating Landsat 8 evapotranspiration for water use mapping in the Colorado River Basin. **Remote Sensing of Environment**, 185, p. 171-185, 2016.

SEPLAN, SECRETARIA DE ESTADO DE PLANEJAMENTO E COORDENAÇÃO GERAL DE MATO GROSSO. Dados secundários do DSEE/ MT: **Zoneamento – Divulga.** CD-Rom. Versão 1.01. 1999.

SENTELHAS, P. C.; PEREIRA, A. R.; MARIN, R., ANGELOCCI, L. R.; ALFONSI, R. R.; CARAMORI, P. H.; SWART, S. **Balanço hídrico climatológico no Brasil**. Esalq/USP–Piracicaba. 1999.

SHEFFIELD, J.; WOOD, E. F.; RODERICK, M. L. Little change in global drought over the past 60 years. **Nature**, v. 491, p. 435–438, 2012.

SILVA, B.B. da; LOPES, G.M.; AZEVEDO, P.V. Balanço de radiação em áreas irrigadas utilizando imagens Landsat 5 – TM. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 20, p. 243-252, 2005.

SILVA, J. P. Avaliação da diversidade de padrões de canais fluviais e da geodiversidade na Amazônia – Aplicação e discussão na bacia hidrográfica do rio Xingu. **Tese (Doutorado)**. Departamento de Geografia, Universidade de São Paulo. São Paulo, SP, 2010.

SILVA, P. R. F. da. A expansão agrícola no cerrado e seus impactos no ciclo hidrológico: estudo de caso na região do MATOPIBA. 156 f., il. **Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável)**, Universidade de Brasília, Brasília, 2020.

SILVA, C. O. F.; JANDREICE MAGNONI, P. H. .; LILLA MANZIONE, R. . ORBITAL REMOTE SENSING FOR EVAPOTRANSPIRATION MODELING: THEORETICAL OVERVIEW AND APPLICATIONS IN CLOUD COMPUTING. **Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas**, Tup, v. 15, n. 3, p. 425–468, 2021.

SILVESTRINI, R. A.; SOARES-FILHO, B. S.; NEPSTAD, D.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ASSUNÇÃO, R. Simulating fire regimes in the Amazon in response to climate change and deforestation. **Ecological Applications** 21: 1573-1590. 2011.

STRAHLER, A.H.; WOODCOCK, C.E.; SMITH, J.A. On the Nature of Models in Remote Sensing. **Remote Sensing of Environment**, Nova York, n. 20, p. 121-139, 1986.

SWINBANK, W.C. The Measurement of Vertical Transfer of Heat and Water Vapor by Eddies in The Lower Atmosphere. **Journal of Meteorology**, v. 8 n. 3, [S.L.], 1951.

TASUMI, M.; TREZZA, R.; ALLEN, R., et al.. “Operational aspects of satellitebased energy balance models for irrigated crops in the semi-arid U.S”, **Irrigation and Drainage Systems**, 2005, v. 19, pp. 355 - 376. 2005.

TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O Conceito de Bacia Hidrográfica e a Importância da Caracterização Morfométrica para o Entendimento da Dinâmica Ambiental Local. **Revista Brasileira Multidisciplinar**, v. 11, n. 1, p. 137-156, 2007.

TIMMERMANS, W.J.; MEIJERINK, A.M.J. Remotely sensed actual evapotranspiration: implications for groundwater in Botswana. **International Journal of Applied Earth Observations**, v. 1, Issue 3-4, p. 222-233, 1999.

TOMASELLA, J.; NEILL, C.; FIGUEIREDO, R.; NOBRE, A. D. Water and Chemical budgets at the catchment scale including nutrient exports from intact forests and disturbed

landscapes. In: **Amazonia and Global Change**, Geophysical Monograph Series 186, American Geophysical Union, p. 505-524, 2009.

TUCCI, C.E.M. **Hidrologia: Ciência e Aplicação**. UFRGS/ABRH, Porto Alegre – RS, 1998, 943 p.

VENTURA, R. M. G. Caracterização ambiental e hidrológica da bacia do córrego Barbado em Cuiabá-MT. 112 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) - Universidade Federal de Mato Grosso, Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia, Cuiabá, 2011.

VERGOPOLAN, N.; FISHER, J. B. The impact of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia as observed from remote sensing. **International Journal of Remote Sensing**, vç. 37, Issue 22, 2016.

WALTER, H. **Vegetação e Zonas Climáticas**, E.P.U. Ltda., São Paulo, 1986.

WANG, J.; BRAS, R.; ELTAHIR, E. A. B. The impact of observed deforestation on the mesoscale distribution of rainfall and clouds in Amazonia. **Journal of Hydrometeorology**, v. 1, p. 267-286, 2000.

WEI, J.; KNOCHE, H. R.; KUNSTMANN, H. Contribution of transpiration and evaporation to precipitation: An ET-Tagging study for the Poyang Lake region in Southeast China. **J. Geophys. Res. Atmos.**, v. 120, p. 6845–6864, 2015.

WERNECK, F. P. The diversification of eastern South American open vegetation biomes: Historical biogeography and perspectives. **Quaternary Science Reviews**, v. 30, p. 1630-1648, 2011.

WHITEHEAD, P. G.; ROBINSON, M. Experimental basin studies - an international and historical perspective of forest impacts. **Journal of Hidrology**, v. 145, Issue 3-4, p. 217-230. 1993.

WILK, J.; ANDERSSON, L.; PLERMKAMON, V. Hydrological impacts of forest conversion to agriculture in large river basin in Thailand. **Hydrological Processes** 15, 2729-2748. 2001.

XUE, Y.; SHUKLA, J. The influence of land surface properties on Sahel climate. Part I: Desertification. **Journal of Climate**, v. 6, p. 2232-2245, 1993.

ZHANG, Y.; PEÑA-ARANCIBIA, J. L.; MCVICAR, T. R.; CHIEW, F. H. S.; VAZE, J.; LIU, C.; LU, X.; ZHENG, H.; WANG, Y.; LIU, Y. Y.; MIRALLES, D. G.; PAN, M. Multi-decadal trends in global terrestrial evapotranspiration and its components. **Sci. Rep.** 6, 19124. <https://doi.org/10.1038/srep19124>. 2016.

ZHANG, Y.; KONG, D.; GAN, R.; CHIEW, F. H. S.; MCVICAR, T.R.; ZHANG, Q.; YANG, Y. Coupled estimation of 500m and 8-day resolution global evapotranspiration and gross primary production in 2002-2017. **Remote Sens. Environ.** 222, 165-182, 2019.

# CAPÍTULO 1

## DETERMINAÇÃO DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO E SEU DESEMPENHO FRENTE À PRODUTOS DE SENSORIAMENTO REMOTO NA BACIA DO XINGU

*Determination of evapotranspiration and its performance against remote sensing products in the Xingu Basin*

### RESUMO

A Bacia Hidrográfica do Rio Xingu é considerada uma das maiores e mais importantes bacias pertencentes à região hidrográfica da Amazônia, constantemente explorada por sua plural biodiversidade, a qual tem impacto direto nas variáveis biofísicas do ciclo hidrológico. Uma das principais variáveis hidrológicas afetadas pela exploração do solo e recursos naturais consiste na Evapotranspiração (ET), e sua estimativa é fator essencial para a gestão de recursos hídricos. Contudo, tal variável possui difícil aferição e poucas torres de medição, permitindo a introdução de estimativas provenientes de produtos/algoritmos obtidos a partir de sensores remotos. O objetivo deste capítulo foi avaliar o desempenho de cinco produtos de satélites (MOD16A2, PML\_V2, Terra Climate, GLEAM\_v3.3a e SSEBop), dos dois produtos originados de modelos (FLDAS e ERA5-Land) e do *upscaling* dos dados medidos por torres de fluxo disponíveis na plataforma FLUXNET (FLUXCOM), a partir da programação realizada na ferramenta *Google Earth Engine*, frente à mediana dos oito modelos, considerando o período de 2003-2014 comum entre os produtos, na área total da Bacia do Xingu e em suas cinco sub-bacias (Baixo Xingu, Médio Xingu, Alto Xingu, Iriri e Nascentes do Xingu). As análises estatísticas aplicadas foram Coeficiente de Correlação de Pearson, Raiz do Erro Quadrático Médio e Índice de Concordância de Willmott, além da análise de *ouliers* para determinação da razão de discrepância, e análise de dupla massa, todas para permitir avaliar quais dados estimados possuem melhor desempenho em relação à mediana. Foi constatado que os produtos MOD16A2 e GLEAM\_v3.3a se apresentaram como os mais próximos à mediana dos modelos para a maioria das análises, com convergência de valores de evapotranspiração em torno de 93,5% e 91,7%, respectivamente. Em virtude da extensão latitudinal do Xingu, bem como em razão das consideráveis diferenças nas estimativas de ET provenientes dos produtos de sensoriamento remoto disponíveis, é possível dependência dos biomas no cômputo dos dados.

**Palavras-chave:** Sensores remotos; Google Earth Engine; FLUXCOM.

## ABSTRACT

The Xingu River Basin is considered one of the largest and most important basins belonging to the Amazon hydrographic region, constantly explored for its plural biodiversity, which has a direct impact on the biophysical variables of the hydrological cycle. One of the main hydrological variables affected by the exploitation of the soil and natural resources is Evapotranspiration, and its estimate is an essential factor for the management of water resources. However, this variable is difficult to measure and has few measuring towers, allowing the introduction of estimates from products/algorithms obtained from remote sensors. The objective of this chapter is to study the performance of five satellite products (MOD16A2, PML\_V2, Terra Climate, GLEAM\_v3.3a and SSEBop), the two products originated from models (FLDAS and ERA5-Land) and the upscaling of data measured by satellite towers. flow available on the FLUXNET platform (FLUXCOM), based on the programming carried out in the Google Earth Engine tool, compared to the median of the eight models, considering the period 2003-2014 common between the products, in the total area of the Xingu Basin and in its five sub-basins (Lower Xingu, Middle Xingu, Upper Xingu, Iriri and Nascentes do Xingu). The statistical analyzes applied were Pearson's Correlation Coefficient, Root Mean Squared Error and Willmott's Concordance Index, in addition to Outliers analysis to determine the discrepancy ratio, and double mass analysis, all to allow evaluating which estimated data have better results. performance relative to the median. It was found that the products MOD16A2 and GLEAM\_v3.3a were closest to the median of the models for most analyses, with convergence of evapotranspiration values around 93.5% and 91.7%, respectively. Due to the latitudinal extension of the Xingu, as well as due to the considerable differences in the ET estimates from the available remote sensing products, it is possible that the dependence of the biomes in the calculation of the data is possible.

**Keywords:** Remote sensors; Google Earth Engine; FLUXCOM.

## INTRODUÇÃO

A evapotranspiração (ET) tem sido amplamente utilizada como índice para diversas aplicações operacionais, a partir da aferição do balanço de massa, fluxo de calor latente e temperatura da superfície (CHOW et al., 1988; ARRAES et al., 2012). Suas estimativas propiciam maior conhecimento dos fenômenos atmosféricos e terrestres de determinada área, bem como auxílio no gerenciamento e tomada de decisões em bacias hidrográficas.

Observa-se que existe grande variabilidade nos percentuais de ET estimados em bacias compostas por diferentes biomas. Este é o caso da bacia do Xingu, que além de abranger os biomas Cerrado e Amazônia, possui considerável extensão latitudinal, tornando-se inviável a medição da evapotranspiração em campo, abrindo possibilidade para a ciência do sensoriamento remoto (FALKEMAK, ROCKSTRÖM, 2005; TEIXEIRA et al., 2014).

O uso das técnicas de sensoriamento remoto promove maior rapidez na aquisição e atualizações mais frequentes dos dados, permitindo também a visualização de informações de difícil obtenção *in loco*. Embora existam restrições quanto às resoluções temporais e espaciais de cada sensor, juntamente com os erros na aquisição dos dados e equações utilizadas para converter as refletâncias observadas pelos satélites em ET, a obtenção de dados remotos ainda constitui alternativa mais economicamente viável (MENEZES et al., 2009). Por tal razão, as metodologias pertinentes ao sensoriamento garantem a determinação das variáveis biofísicas analisadas de forma direta, sendo necessário poucas informações de superfícies (BASTIAASSEN et al, 2005).

Frente às aplicações da técnica, diversas pesquisas mostraram a validação das estimativas de evapotranspiração através de sensores remotos (MARQUES FILHO et al., 1986; DAUGHTRY et al., 1990; KUSTAS et al., 1994; MEDINA et al., 1998; ROERINK et al., 2000; TASUMI, 2003; TREZZA, 2006; MOHAMED *et al.*, 2004; TEIXEIRA et al. 2010; RUHOFF, 2011; TITO, 2019; BEZERRA et al., 2021; COSTA, 2021; ALVES, 2022). Entretanto, como existem poucos produtos de satélite voltados para o cálculo da ET, torna-se necessário a verificação do desempenho dos mesmos frente à alguma medida de comparação, como por exemplo a mediana do conjunto de dados, utilizada no presente estudo.

Desse modo, o objetivo do presente estudo foi avaliar a eficácia dos dados estimados pelos cinco principais produtos de ET através de satélites, correspondente ao MOD16A2, PML\_V2, Terra Climate, GLEAM\_v3.3a e SSEBop, e dois modelos FLDAS e ERA5-Land (Tabela 1), juntamente com o produto gerado por *upscaling* dos dados medidos pelas torres de fluxo do

FLUXNET, disponibilizados pelo Projeto FLUXCOM, em relação à mediana destes oito produtos no período entre 2003-2014.

**Tabela 1** - Conjunto de dados e suas especificações para o cômputo da ETr

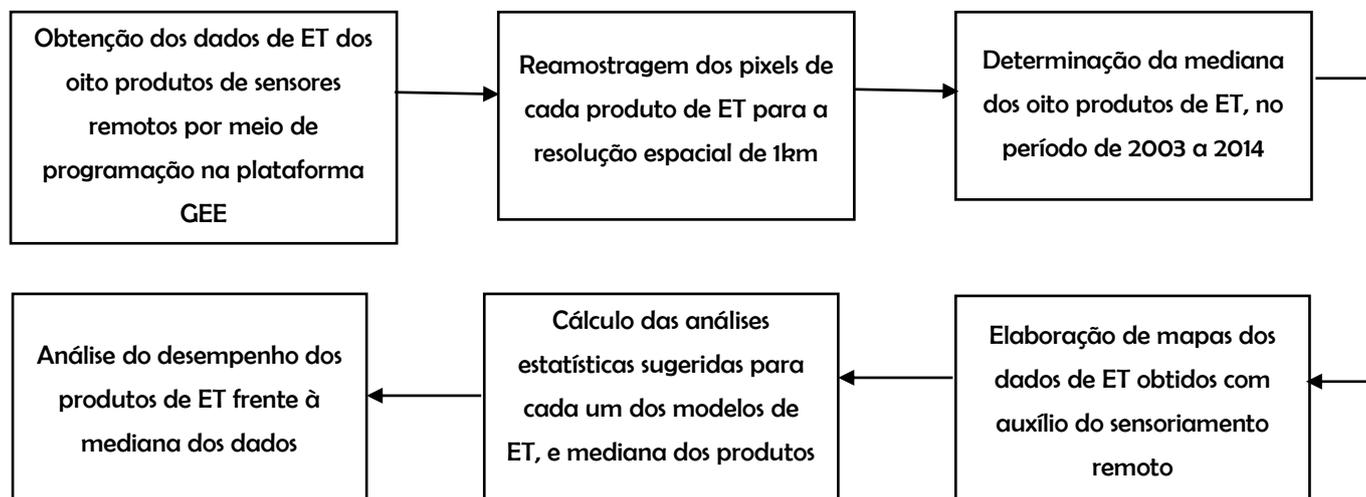
<i>Conjunto de Dados</i>	<i>Forçante Meteorológica</i>	<i>Resolução Temporal</i>	<i>Resolução Espacial</i>	<i>Período de dados</i>	<i>Método de cálculo da ET</i>	<i>Fonte</i>
<b>FLDAS</b>	NOAH 3.6.1 + MERRA-2 + CHIRPS	1 dia	10km	1981- presente	Penman- Monteith	MCNALLY et al., 2017
<b>MOD16A2</b>	MODIS (reprocessado pelo NTSG) + GMAO	8 dias	1km	2000- 2014	Penman- Monteith	RUNNING et al., 2017
<b>PML_V2</b>	MODIS + GLDAS 2.1	8 dias	500m	2003- 2017	Penman- Monteith- Leuning	ZHANG et al., 2019
<b>TerraClimate</b>	CRU Ts4.0 + JRA55	Mensal	4km	1958- 2019	Thorntwaite- Mather	ABATZOG LOU et al., 2018
<b>GLEAM v3.3a</b>	MODIS + CERES + TRMM	1 dia	25km	1980- 2018	Priestley- Taylor	MIRALLES et al., 2011; MARTENS et al., 2017
<b>FLUXCOM</b>	MODIS + GSWP3 + WFDEI + CRUNCEP.v8	8 dias	8km	2001- 2015	Medido <i>in loco</i>	JUNG et al., 2019
<b>SSEBop_v4</b>	MODIS	10 dias	1km	2003- 2017	Balanco de Energia de Superfície Simplificado (SSEB), usando Penman- Monteith	SENAY et al., 2013
<b>ERA5-Land</b>	CERRA + NOAH	1h	9km	1981- presente	Penman- Monteith	HERSBAC H et al., 2018; MUÑOZ- SABATER, 2019

FLDAS: *Famine Early Warning Systems Network Land Data Assimilation System*; MOD16A2: *MODIS Global Evapotranspiration Project*; PML\_V2: *Penman-Monteith-Leuning Versão 2*; GLEAM v3.3a: *Global Land Evaporation Amsterdam Model*; SSEBop: *Operational Simplified Surface Energy Balance*

## MATERIAIS E MÉTODOS

De maneira geral, a metodologia de aplicação para o desenvolvimento do presente trabalho seguiu-se de acordo com o fluxograma apresentado na Figura 1.

**Figura 1** – Fluxograma metodológico do estudo

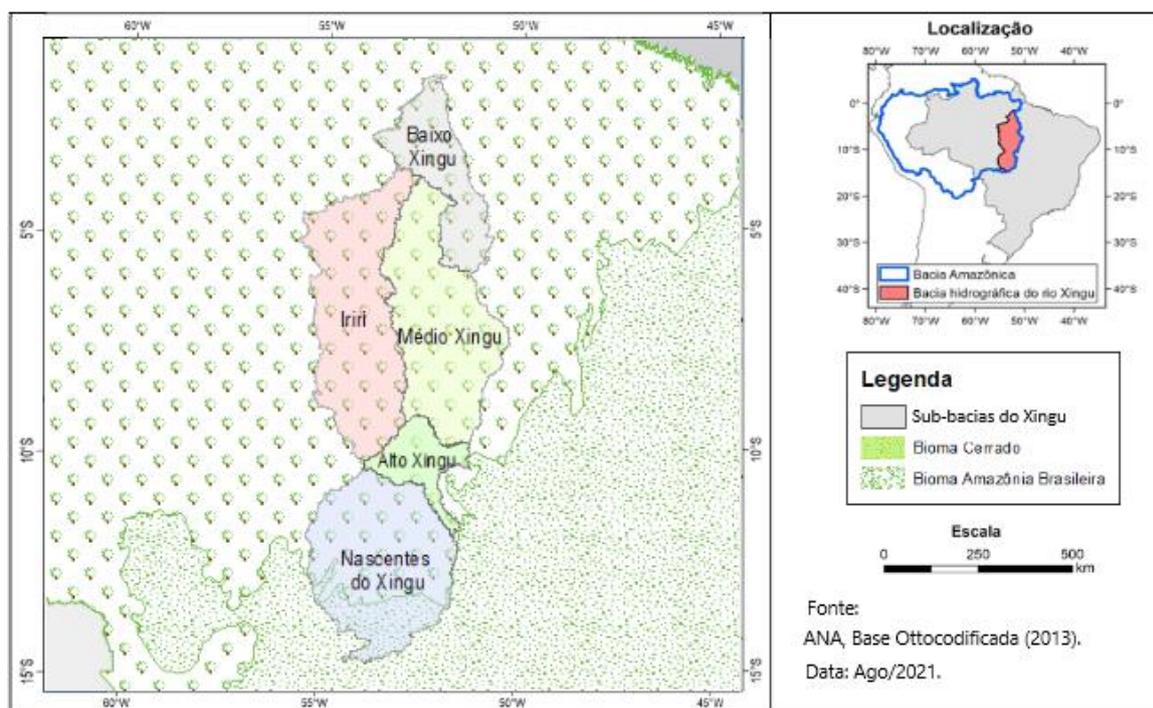


### Área de estudo

A área de estudo compreende a Bacia Hidrográfica do Rio Xingu, bem como suas cinco sub-bacias integrantes, codificadas segundo classificação adotada pela ANA (2018): Baixo Xingu, Médio Xingu, Alto Xingu, Iriri e Nascentes do Xingu (Figura 2). O uso do solo na área caracteriza-se sumariamente pelo setor agropecuário e extrativista, com a ocorrência dos biomas Cerrado (porção sul da Bacia do Xingu, no estado de Mato Grosso) e Amazônia (porção norte da Bacia do Xingu no estado do Pará).

Cabe destacar que, embora não distinguível na Figura 2 em função da sobreposição dos biomas, a porção predominante do Cerrado encontra-se na sub-bacia Nascentes do Xingu, com existência de manchas pontuais especializadas na sub-bacia do Alto Xingu. Entretanto, estas ainda possuem maior concentração do bioma Amazônico, assim como porções da vegetação amazônica preenchem localidades no sul da bacia (sub-bacia Nascentes do Xingu), até então predominante com Cerrado, caracterizando-se como transitórias (ISA, 2012).

**Figura 2** – Limites e sub-bacias do Xingu



A partir da localização geográfica dos biomas, a climatologia, vegetação e tipologia do solo de cada região se diferem em suas peculiaridades. Observa-se índices pluviométricos maiores na porção correspondente à Amazônia, situada no estado do Pará, aproximadamente entre 1600 a 3000 mm/ano, em função de seu clima Equatorial e vegetação de raízes profundas, capazes de evapotranspirar com certa facilidade. Já no Cerrado, localizado na porção do estado do Mato Grosso, a pluviometria gira em média a 1500 mm/ano devido ao clima Tropical Sazonal e predominância de vegetação rasteira e matas de galeria com capacidade de armazenamento de água para sobrevivência na época seca, comum ao ecossistema (FIGUEROA, NOBRE, 1990; EITEN, 1994; SEPLAN, 1999; DAVIDSON et al., 2012; ISA, 2012).

### **Estimativa da evapotranspiração real (ET<sub>r</sub>) por meio de sensores remotos**

No presente trabalho, a evapotranspiração real foi obtida por meio de cinco produtos que estimam a ET a partir dos dados adquiridos por satélites (MOD16A2, PML\_V2, Terra Climate, GLEAM\_v3.3a e SSEBop), dois modelos (FLDAS e ERA5-Land) e mais um produto em que a ET é estimada por torres de fluxo, a partir do *upscaling* dos dados para geração do FLUXCOM. Cada um dos produtos calcula a variável em questão a partir de metodologias já validadas na literatura, disponibilizando as informações como o valor de ET

anual e mensal. Para este estudo foi definido o período entre 2003 e 2014, por ser comum entre as oito fontes. Importante ressaltar que a escolha destes produtos pautou-se no uso consolidado dos mesmos em diversos trabalhos atuais pelo mundo (LU et al., 2019; ZHANG et al., 2019; FAISOL et al., 2020; MA, SZILAGYI, JOZSA, 2020; YIN et al., 2020; DEGANO et al., 2021; JIANG et al., 2021; PELOSI e CHIRICO, 2021; ZHANG et al., 2011; KUZAY et al., 2022; LEMENKOVA, 2022; SENAY et al., 2022; ZHANG et al., 2022), bem como na ciência metodológica e equacional que os envolvem, o que os tornam produtos úteis e confiáveis na estimativa da evapotranspiração real.

A extração dos dados de evapotranspiração real foi possível através de técnicas de programação na linguagem JavaScript, utilizada pela plataforma *Google Earth Engine* (GEE), a fim de gerá-los em dois formatos: arquivos em tabelas (.csv), submetidos às análises estatísticas pertinentes ao estudo, e arquivos *rasters* (.tiff), tratados visualmente em ambiente GIS permitindo visualização espacial das informações. Os arquivos gerados corresponderam à área da Bacia do Xingu e também às porções de suas cinco sub-bacias (Baixo Xingu, Médio Xingu, Alto Xingu, Iriri e Nascentes do Xingu).

A programação realizada na aquisição dos dados em cada produto disponibilizado no GEE seguiu a mesma lógica, com adaptações no *script* base para realização da reamostragem nos *pixels* de 1km, respeitando as características e resoluções temporais de cada sensor remoto envolvido. Vale ressaltar que os produtos GLEAM\_v3.3a, SSEBop e o modelo ERA5-Land não pertencem à base de informações do GEE, e precisaram ser incorporados mantendo-se suas características.

O produto GLEAM em sua versão v3.3a estima a evapotranspiração a partir da equação de Priestley-Taylor, convertendo a evapotranspiração potencial (ETP) em transpiração real ou evaporação do solo, de acordo com os tipos de cobertura do solo disponíveis no modelo, produzindo informações diárias com resolução de 25km (MIRALLES et al., 2011; MARTENS et al., 2017). A equação Priestley-Taylor é parametrizada segundo observações físicas dos fenômenos, representando a melhor simplificação do método original de Penman (1948), por considerar que a evapotranspiração é resultante da parcela da ET por termos energéticos, abrangendo o balanço de energia e suas variáveis principais: temperatura do ar, saldo da radiação e fluxo de calor no solo (SENTELHAS, ANGELOCCI, 2009).

O produto ERA5-Land, reparte a evapotranspiração em três componentes (evaporação do solo descoberto, evaporação das superfícies de água aberta e evaporação da transpiração da vegetação), fornecendo dados consistentes dos ciclos de água e energia e diminuição das

anomalias, a partir das integrações numéricas globais de alta resolução do modelo de superfície terrestre ECMWF em conjunto com a forçante meteorológica advinda da reanálise climática do ERA5 (MUÑOZ-SABATER et al., 2021). Dessa forma, mesmo que não definam todos os parâmetros do balanço energético, o modelo possibilita a estimativa eficiente da evapotranspiração, tanto em escala local quanto regional, uma vez que resolve as condições limites do balanço de radiação.

Diferentemente dos demais, o SSEBop corresponde ao algoritmo que estima a ET a partir do balanço de energia, combinando frações de ET geradas a partir de imagens térmicas obtidas pelo sensor *Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS), adquiridas a cada 10 dias, modeladas a cada *pixel* de 1 km. Tal formulação permite a obtenção da ET usando uma abordagem de índice térmico com condições de contorno pré-definidas, e a combinação dos princípios de cálculo dos algoritmos *Surface Energy Balance Algorithms for Land* (SEBAL) e *Mapping EvapoTranspiration at high Resolution with Internalized Calibration* (METRIC) (SENAY et al., 2013; MARTENS et al., 2017; HERSBACH et al., 2018).

Os produtos FLDAS, MOD16A2, PML\_V2, TerraClimate e ERA5-Land estão disponíveis na plataforma *Google Earth Engine*. O FLDAS utiliza modelo de superfície NOAH versão 3.6.1 *Land Surface Model* (LSM) com chuvas horárias CHIRPS-6 reduzidas para análise de tendências, a fim de gerar dados de ET com resolução temporal de 1 dia e espacial de 10km; o produto MOD16A2 emprega os dados observados pelo sensor Terra MODIS, tendo sido reprocessado pela *Numerical Terradynamic Simulation Group* (NTSG) para torna-lo “*gap-filled*” possibilitando a estimativa da ET com resoluções temporal e espacial de 8 dias e 1km, respectivamente (MCNALLY et al., 2017; RUNNING et al., 2017), ET a partir da equação de Penman-Monteith, em razão da sua aplicação se basear em variáveis medidas em estações meteorológicas (PEREIRA et al., 1997).

Em contrapartida, o produto PML Versão 2 produz os valores de ET a partir da junção dos dados do sensor MODIS e do projeto *Global Land Data Assimilation System* (GLDAS) (RODELL et al., 2004), resultando em resolução temporal de 8 dias e espacial de 500m; e o TerraClimate, baseado na equação de Thornthwaite-Mather e nas variáveis do *Climatic Research Unit Timeseries* (CRU TS 4.0), com resolução temporal mensal e espacial de 0,5° (ZHANG et al., 2016; ABATZOGLOU et al., 2018). Em conjunto, o ERA5-Land é pós-processado pelo *European Centre for Medium-Range Weather Forecasts* (ECMWF),

derivado a partir da incorporação dos dados da versão ERA5 para o cálculo da ET, através de resolução temporal em horas e resolução espacial de 9km.

A equação de Penman-Monteith é utilizada como referência para o cálculo da evapotranspiração padrão, recomendada pela *Food Agricultural Organization* (FAO) das Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação, por ser a equação mais completa, sem superestimar ou subestimar os dados, já que engloba a maioria das variáveis climáticas, aspectos aerodinâmicos, termodinâmicos e os fluxos de calor sensível e vapor d'água (ALLEN et al., 2006).

O método Thornthwaite-Mather (1955) trata-se de equação empírica, que estima o balanço hídrico a partir do volume de água armazenada no solo sem a necessidade medidas diretas, e fornece dados de saída referentes à evapotranspiração real e à deficiência ou excedente d'água em cada período. A limitação mais evidente da fórmula refere-se a aplicação restrita apenas em áreas úmidas, como é o caso do presente estudo na bacia do Xingu.

A fim de obter os dados de evapotranspiração registrados com auxílio de torres de fluxo, o produto FLUXCOM combina informações atmosféricas com as variáveis derivadas do sensor MODIS, para obtenção dos dados anuais e mensais, no mesmo intervalo de 2003-2014. Tal produto, disponível na Plataforma FLUXDATA, é regulamentado pela *National Aeronautics and Space Administration* (NASA), aonde a partir das informações advindas das torres, realiza o processamento, validação e padronização de tais dados para então disponibilizá-los no portal em 147 produtos globais e 2 versões diferentes (FLUXDATA, 2017).

Neste trabalho foi escolhida a versão do FLUXCOM que utiliza apenas dados do sensor remoto MODIS, uma vez que compila o *upscaling* dos dados medidos a partir de torres de fluxo utilizando-se as forçantes meteorológicas *Global Soil Wetness Project Phase 3* (GSWP3), *WATCH Forcing Data* (WFDEI) e *Climate Reserach Unit-National Centers for Environmental Prediction* (CRU-NCEP.v8) que combinam as radiações, precipitações e evapotranspiração potencial (JUNG et al., 2019).

Ainda sobre a tendência de variação dos dados, as forçantes meteorológicas também representam influência significativa no cômputo da evapotranspiração. Conforme evidenciado na Tabela 1, tais forçantes representam os sistemas de assimilação de dados atmosféricos para auxiliar na entrada das equações que descrevem os modelos de ET. Desse modo, de acordo com a escolha da forçante os dados provenientes de cada produto podem divergir, uma vez que esta inclui conjuntos de diferentes parâmetros com resoluções espaciais e temporais de

medições remotas. Cabe destacar que as forçantes utilizadas nos produtos de ET já são validadas.

Enquanto o FLDAS possui o NOAH 3.6.1 como a simulação de variáveis da superfície terrestre responsável pela combinação dos dados de análise retrospectiva do MERRA-2 e dos valores de precipitação compilados pelo CHIRPS-6, o produto MOD16A2 compila as informações obtidas através do sensor MODIS (fração de cobertura vegetal, fluxo de calor do solo, fração de superfície úmida, evaporação da superfície do dossel úmido, transpiração da planta, evaporação da superfície do solo) com variáveis climáticas do *Global Modeling and Assimilation Office* (GMAO). É válido ainda lembrar que embora o produto PML\_V2 utilize os dados do GLDAS 2.1 para variáveis meteorológicas, este ainda contempla as mesmas informações do sensor MODIS anteriormente descritas, assim como o GLEAM v 3.3a. Além dos dados captados pelo MODIS, o GLEAM v 3.3a também faz uso das forçantes *Cloud and the Earth's Radiant Energy System* (CERES) para obtenção dos dados de radiação da superfície e *Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM) para dados pluviométricos (MU et al., 2013; FUNK et al., 2015; MARTENS et al., 2017; MCNALLY et al., 2017).

Em contrapartida, os produtos TerraClimate e ERA5-Land computam a ET através das forçantes CRU Ts4.0 com fornecimento de dados meteorológicos e *Japanese 55-year Reanalysis Project* (JRA55) para reanálise global climatológica, e *Copernicus European Regional ReAnalysis* (CERRA) para reanálise de variáveis climáticas e *NOAH Land Surface Model* (LSM) com parâmetros da superfície terrestre, respectivamente (KOBAYASHI et al., 2015; HARRIS et al., 2020).

Conforme demonstrado na Tabela 1 e nas descrições de cada produtos e modelos supracitados, as diferentes resoluções espaciais dos mesmos poderia influenciar no resultado final na bacia do Xingu, bem como em suas cinco sub-bacias, interferindo em sua acurácia e representatividade. Nesse contexto, a fim de solucionar tal impasse, no presente trabalho foi realizada a reamostragem dos *pixels* de alguns produtos para a resolução espacial de 1km, com exceção dos produtos derivados do MODIS, na qual foi mantida a resolução já existente de 1km (MOD16A2 e SSEBop) (PACA et al., 2019). A resolução espacial de 1km foi escolhida pois além de representar resolução intermediária entre os produtos listados, também possibilita a visualização com melhor definição dos dados, sem alterar o valor original de cada *pixel*.

O referido procedimento ocorreu mediante a reamostragem dos *pixels* de cada produto (em relação aos vizinhos mais próximos) para corresponder ao tamanho do pixel de todos os

diferentes produtos de ET, sem modificar os valores originais. Tal método garante que a ET total do pixel grande permaneça conservada, mesmo dividida em partes menores (PACA et al., 2019). Ainda, a reamostragem dos *pixels* seguiu com a agregação do Índice de Vegetação com Diferença Normalizada (NDVI) advindo do produto MOD13Q1 (250m), a fim de gerar fração da radiação fotossintética absorvida (fPAR), agregada pela média em 1km, possibilitando a utilização de um *proxy* para a desagregação espacial da ET associada aos produtos ERA5-Land, FLDAS, FLUXCOM, GLEAM e TerraClimate, através da Equação 1:

$$ET_{1km} = fPAR_{1km}/fPAR_{res} \times ET_{res} \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde,  $ET_{1km}$  é a ET na resolução de 1km;  $fPAR_{1km}$  é a fPAR agregada em 1km;  $fPAR_{res}$  e  $ET_{res}$  são, respectivamente, a fPAR e a ET na resolução do produto a ser reamostrado, neste caso aproximadamente 5km para o TerraClimate, 10km para o FLDAS, ERA5-Land e FLUXCOM e, 25km para o GLEAM.

Devido à baixa densidade de estações em relação à Bacia do Xingu, os dados das torres de fluxo do projeto FLUXNET, processadas e disponibilizadas via FLUXCOM, não podem consistir em valor absoluto da ET média em toda a bacia, como revelam os estudos de Pelgrum e Bastiaanssen (1996), Wilson (2002) e Nagler *et al.* (2005). Embora as torres de fluxo forneçam estimativas confiáveis da ET local, os dados provenientes não representam fidedignamente a variabilidade espacial da evapotranspiração em bacias de considerável extensão latitudinal, fazendo-se necessário o uso de metodologias que descrevam tal variabilidade, empregando técnicas de sensoriamento remoto e análises comparativas como a de medianas. À título de informação, no Brasil existem apenas cerca de 9 torres de fluxo, espalhadas em sua maior parte na Amazônia Legal, e aproximadamente 3 no perímetro da Bacia do Xingu (MOREIRA, ADAMATTI, RUHOFF, 2017).

Para tanto, para o prosseguimento das análises estatísticas foi escolhida a mediana como a base comparativa entre os oito modelos, de suma importância para averiguar a precisão dos dados de evapotranspiração obtidos, uma vez que retorna a medida de tendência central da amostra. Além da ausência de dados consistentes medidos diretamente *in loco* na região de estudo, outro fator decisivo para a escolha da mediana foi a característica espacial da própria bacia do Xingu, relacionada a sua dimensão latitudinal, de grande extensão, garantindo representatividade mais fidedigna com seu uso.

Dessa forma, trabalhou-se nesse estudo com a hipótese preditora de que os dados provenientes da mediana dos oitos produtos em bacias de grande extensão possuem representatividade suficiente, evidenciando a aplicação da técnica de sensoriamento remoto para aferição da evapotranspiração. A utilização da mediana em produtos de sensores remotos é corroborada em diversos outros estudos (SENAY et al., 2007; FERGUSON et al., 2010; GETIRANA et al., 2014; HOFSTE, 2014; PRIOR, 2016; MUELLER et al., 2013; BAI, LIU, 2018; PACA et al., 2019; BLATCHFORD et al., 2020).

### **Aplicação de métodos estatísticos para aferição do desempenho**

Os métodos estatísticos utilizados para o tratamento dos dados no presente estudo corresponderam a análises já corroboradas em outros trabalhos (Tabela 2). Foram utilizados os *softwares* R e STASTICA<sup>®</sup>, em suas versões livres, a fim de avaliar, em todos os testes trabalhados, o desempenho dos dados gerados por cada produto em relação à mediana dos oito modelos. Cabe destacar que os dados de evapotranspiração foram previamente submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk (SHAPIRO e WILK, 1965), garantindo resultados com intervalo de confiança de 90% na região considerada.

A primeira análise corresponde ao Coeficiente de Correlação de Pearson ( $r$ ), que estima o grau de correlação entre as variáveis através da intensidade da relação linear entre elas. O coeficiente varia entre -1 e +1, considerando que quanto mais próximo dos extremos, melhor aproximação dos valores. Sua interpretação seguiu-se conforme a metodologia de Hopkins (2009):  $r$  situado entre 0 e 0,1, positivo ou negativo, possui correlação muito baixa; entre 0,1 e 0,3, positivo ou negativo, correlação baixa; entre 0,3 e 0,5, positivo ou negativo, correlação moderada; entre 0,5 e 0,7, positivo ou negativo, correlação alta; entre 0,7 e 0,9, positivo ou negativo, correlação muito alta; e acima de 0,9, tanto para valores negativos e positivos, é considerada quase perfeita. Ademais, se  $r$  for nulo, não existe correlação.

Em seguida foi efetuado o cálculo do parâmetro estatístico Raiz do Erro Quadrático Médio (*Root Mean Square Error* - RMSE), no qual indica o ajuste absoluto das estimativas em relação às observações, revelando a acurácia dos resultados numéricos a partir do erro (desvio) nas mesmas dimensões da variável analisada. Menores valores de RMSE indicam melhores ajustes considerando a tendência média dos dados estimados, mesmo que sejam maiores ou menores frente aos dados registrados.

Importante destacar que o resultado final do RMSE foi dividido pela evapotranspiração média da Bacia do Xingu, bem como pelos valores de suas 5 sub-bacias, quando pertinente, a

partir da mediana dos dados obtidos para os oito produtos de ET no período de 2003-2014, a fim de normalizar o parâmetro com a região estudada, resultando em mm/período. À saber, no período considerado, a evapotranspiração média anual da Bacia do Xingu corresponde à 106mm, 107mm para a sub-bacia do Baixo Xingu, 110mm referente à sub-bacia do Iriri, 107mm correspondendo à sub-bacia do Médio Xingu, 98mm para a sub-bacia Nascentes do Xingu e 103mm relativa a sub-bacia Alto Xingu.

Conjuntamente, o Índice de Concordância de Willmott (*d*) foi a terceira análise aplicada. Desenvolvido a partir do trabalho de Willmott (1981), o parâmetro corresponde à medida adimensional padronizada do nível de erro intrínseco à acurácia do modelo. Os valores variam de 0 a 1, sendo zero total desacordo entre os dados estimados e observados, e 1 combinação perfeita. Assim, quanto mais próximo de 1 for o valor de *d*, maior será a aproximação entre os valores preditos e os observados.

**Tabela 2** – Parâmetros estatísticos equacionados usados no estudo

<i>Parâmetros</i>	<i>Equações</i>
Coefficiente de Correlação de Pearson ( <i>r</i> )	$r = \frac{\sum_{i=0}^n (O_i - O)(S_i - S)}{\sqrt{[\sum_{i=0}^n (O_i - \bar{O})^2][\sum_{i=0}^n (S_i - \bar{S})^2]}}$
Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE)	$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}$
Índice de Concordância de Willmott ( <i>d</i> )	$d = 1 - \frac{\sum_{i=0}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=0}^n ( S_i - \bar{O}  +  O_i - \bar{O} )^2}$

\*O: Dados de referência; S: dados estimados pelos produtos orbitais e modelos;  $\bar{O}$ ,  $\bar{S}$ : média dos dados de referência e estimados, respectivamente.

Paralelamente às equações prescritas anteriormente, as discrepâncias do conjunto de dados foram determinadas a partir da análise de *outliers* através de duas etapas: determinação dos quartis e cálculo do intervalo interquartil e dos limites superior e inferior da amostra. Através desse teste lógico, é possível avaliar a razão de dados da amostra que fogem do padrão estimado pelos produtos e caracterizam erro externo em relação aos dados que compõe o conjunto. Desse modo, quanto menor o valor da razão, menor será a quantidade dos dados discrepantes, resultando em melhor aproximação entre as amostras.

Em adição, foi realizada a análise horizontal percentual com a finalidade de caracterizar tendências a partir do comparativo entre a série temporal de valores da evapotranspiração, medida para cada um dos oito produtos e a mediana destes, no período de longo termo correspondente a 2003-2014. Para tanto, é necessário dividir o valor de ET de um produto pelo seu valor base de comparação (equivalente à mediana), definindo-se a porcentagem de aproximação dos dados (NETO, 2010).

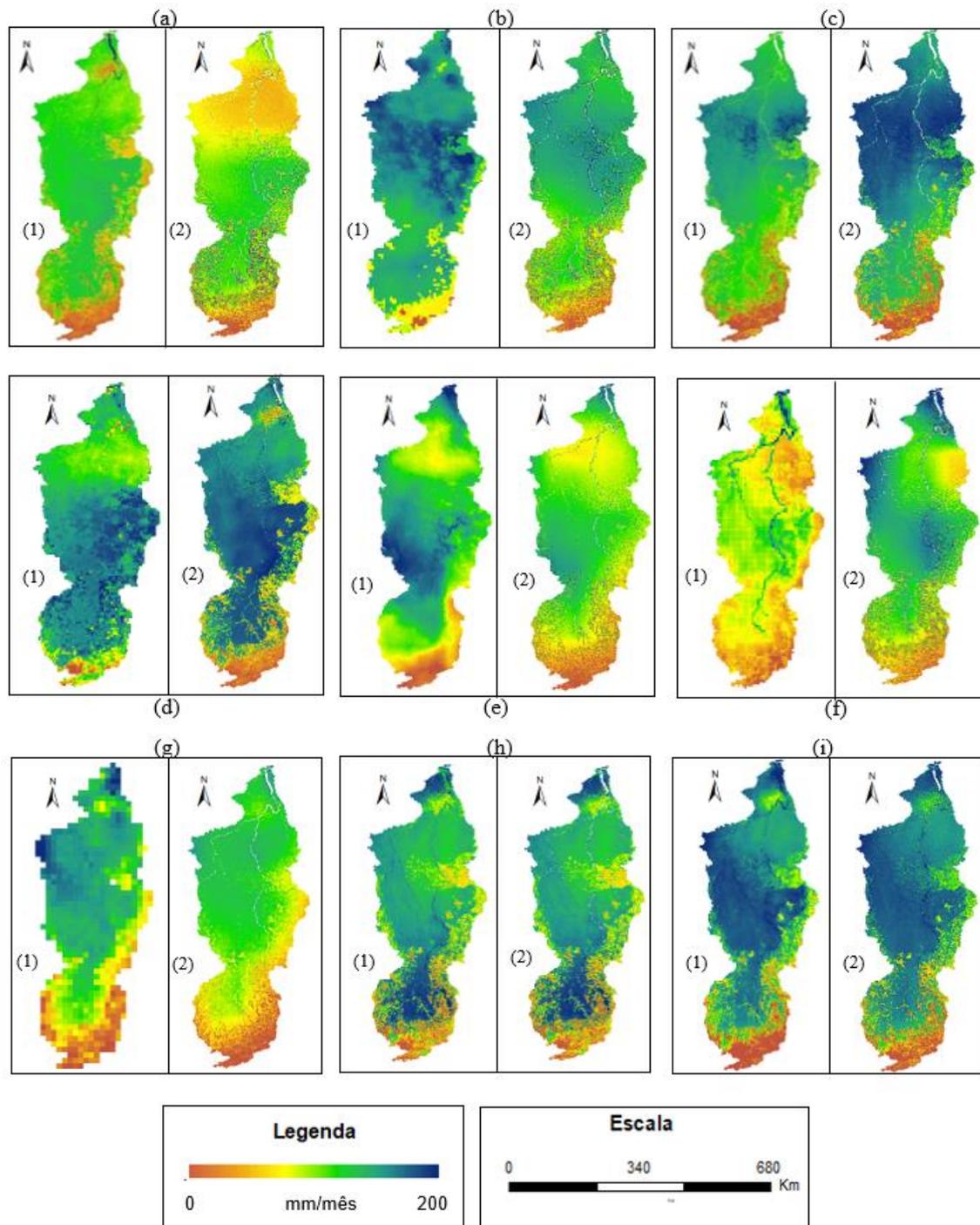
Por último, foi aplicado o método de dupla massa, ou análise de consistência, desenvolvido pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS, 1966). Nele, os dados anuais de cada produto são calculados de forma acumulada para plotagem em gráfico de dispersão no eixo das ordenadas, enquanto a mediana acumulada dos oito produtos é plotada no eixo das abcissas, tornando possível identificar erros sistemáticos de tendência.

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

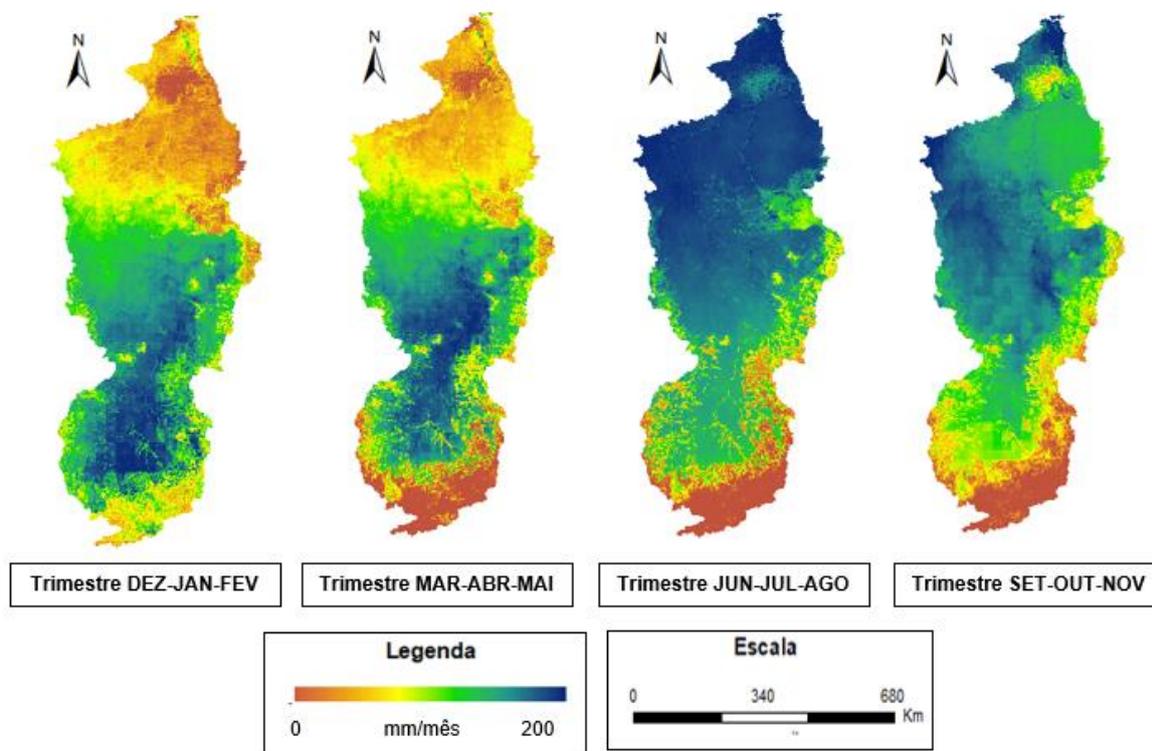
De início é possível observar o comportamento anual e de longo termo mensal da variável evapotranspiração em relação aos produtos de sensores remotos utilizados em seu cálculo. A disposição espacial desses dados auxilia na visualização da ET nas diferentes porções da Bacia do Xingu, a partir das estimativas de longo prazo (Figura 3). Cabe destacar que tais mapas foram originados após a reamostragem dos *pixels* para resolução espacial de 1km em cada um dos produtos e modelos, o que implicou na aplicação de máscara nos pixels referentes às massas d'água.

Conjuntamente, foram avaliadas a mediana dos dados em 2003-2014, provenientes dos oito modelos de estimativa de evapotranspiração, observado os quatro trimestres anuais: dezembro-janeiro-fevereiro (DEZ-JAN-FEV), março-abril-maio (MAR-ABR-MAI), junho-julho-agosto (JUN-JUL-AGO) e setembro-outubro-novembro (SET-OUT-NOV). Para tanto, foram construídos mapas de resolução espacial igual a 1km, conforme apresenta a Figura 4.

**Figura 3** – Espacialização média de longo prazo da evapotranspiração estimada por meio dos produtos originais (1) e após reamostragem (2) FLUXCOM (a), FLDAS (b), MOD16A2 (c), PML\_v2 (d), TerraClimate (e), ERA5-Land (f), GLEAM\_v3.3a (g), SSEBop (h) e da mediana dos dados (i) para o período 2003-2014 na Bacia do Xingu



**Figura 4** – Espacialização trimestral da evapotranspiração mediana dos produtos FLUXCOM, FLDAS, MOD16A2, PML\_v2, TerraClimate, ERA5-Land, GLEAM\_v3.3a e SSEBop, para o período 2003-2014 da Bacia do Xingu



Através dos mapas espacializados da Figura 3 é notório observar que a resolução espacial possui grande peso sob a análise visual dos dados, isto porque confere maior ou menor definição da variável objeto em relação à área de estudo. Exatamente por essa razão, foi realizado a reamostragem dos *pixels* de todos os produtos e modelos de sensores. Há também outros dois fatores influenciadores na avaliação das análises estatísticas realizadas: o tipo de bioma e a forma de cálculo do produto para estimativa da ET.

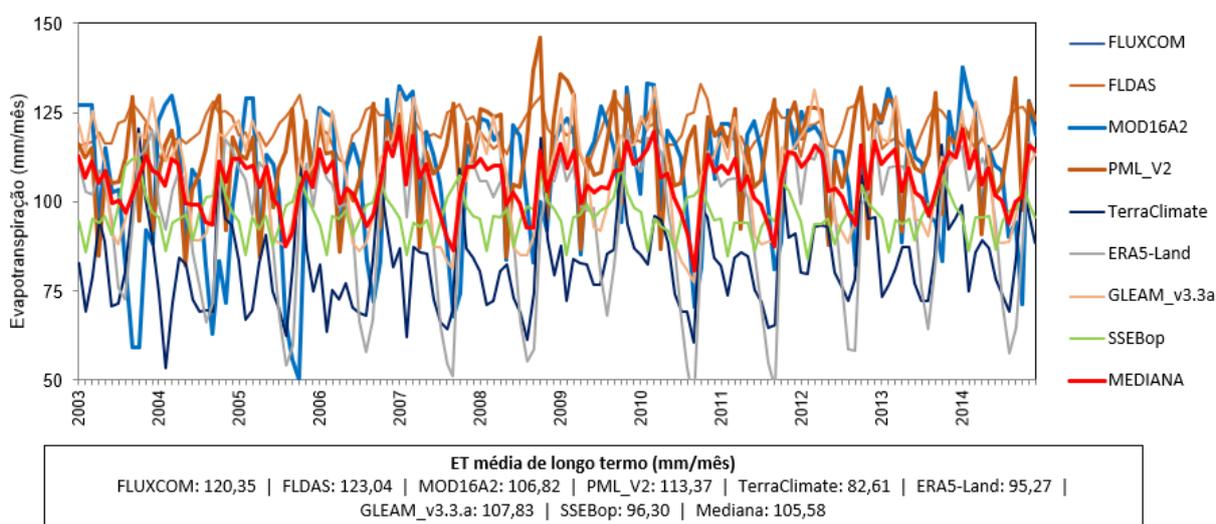
Em contrapartida, na Figura 4 referente à média de longo termo sazonal da evapotranspiração na bacia do Xingu, é válido destacar que os trimestres com menores taxas de ET ocorreram em DEZ-JAN-FEV e MAR-ABR-MAI, e os trimestres com maiores taxas são representados pelos meses JUN-JUL-AGO e SET-OUT-NOV. Considerando o fato de que o ano hidrológico na bacia do Xingu inicia-se em outubro (CPRM, 2018), esta possivelmente é a causa principal do aumento constante nesse mês. Ademais, é notório visualizar aumento da evapotranspiração em direção à jusante da bacia, em função da época do ano, aproximando-se da sua porção contemplada com o bioma amazônico. Cabe destacar

que a confecção de tais mapas pautou-se na média da ET de todos os oito produtos/modelos de sensores remotos entre 2003-2014, na resolução espacial de 1km.

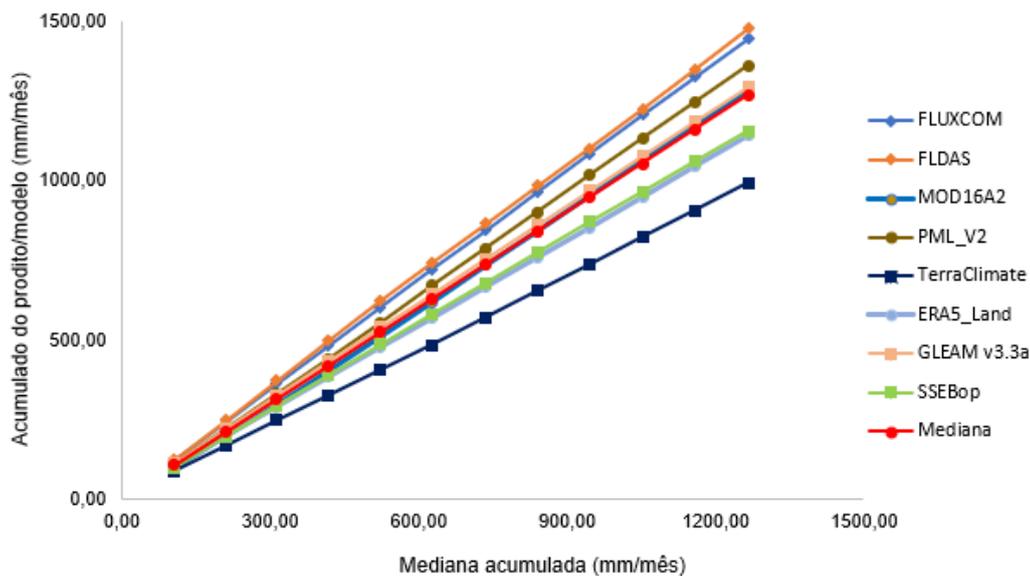
A partir da Figura 4 ainda é possível observar comportamentos sazonais diferentes nos trimestres estudados. Conforme abordado no estudo de Sun et al. (2019), normalmente a variação sazonal da ET, em comparação com a evapotranspiração média anual, é relativamente baixa. De maneira geral, como a estação chuvosa na bacia do Xingu vai de dezembro a maio, o período de junho a setembro representa a seca na região, e os meses de outubro e novembro a estação de conversão (LUCAS et al., 2006), corrobora-se o apresentado na análise visual de que o comportamento da ET é impulsionado pela sazonalidade da precipitação (MAEDA et al., 2018). Ainda, o aumento da ET ocorre da porção sul à norte da bacia, e as médias anuais mais baixas estão concentradas nas áreas de savana.

Em conjunto com as análises gráficas que objetivam avaliar a proximidade entre os valores observados, as Figuras 5 e 6 apresentam o comportamento médio da evapotranspiração estimada (FLDAS, MOD16A2, PML\_V2, TerraClimate, ERA5-Land, GLEAM\_v3.3a, SSEBop) e da ET espacializada (FLUXCOM), em relação à mediana de tais dados.

**Figura 5** – Comportamento temporal médio da evapotranspiração estimada a partir dos oito produtos para o período 2003-2014 na Bacia do Xingu



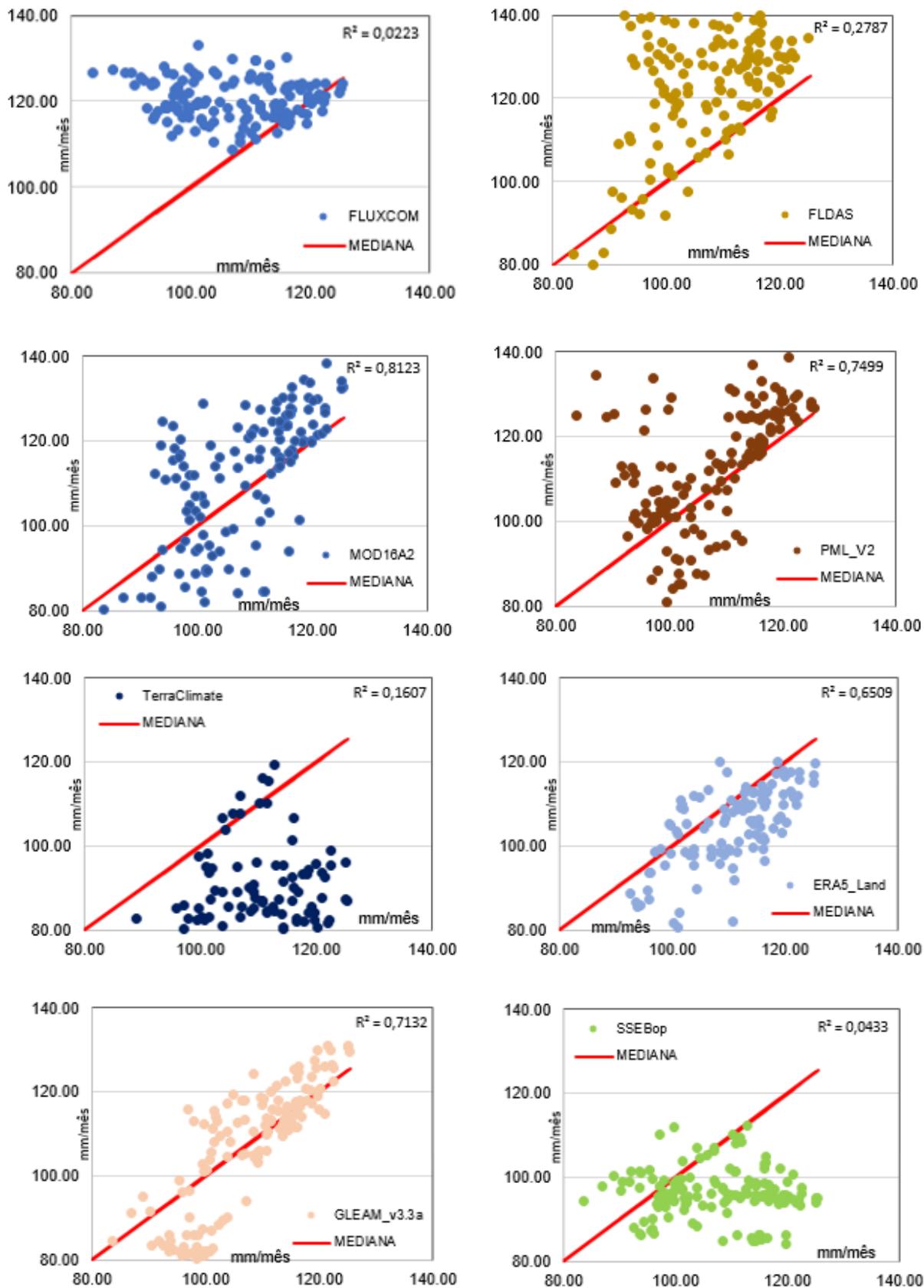
**Figura 6** – Dupla Massa para os acumulados de evapotranspiração dos oito produtos e da mediana destes para o período 2003-2014 na Bacia do Xingu



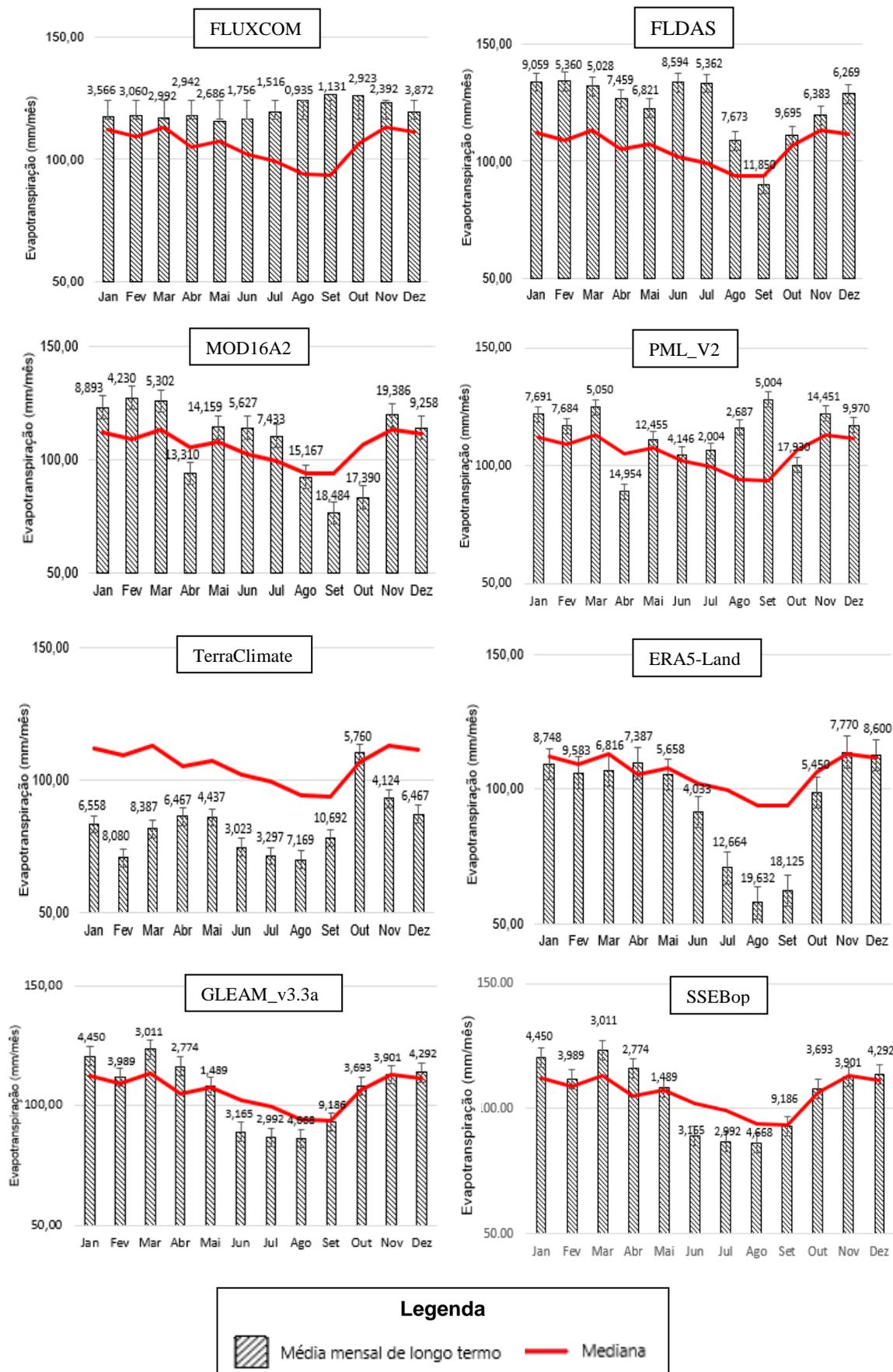
Através da análise de Dupla Massa realizada entre os valores acumulados de evapotranspiração de cada um dos oito produtos, em relação à mediana destes (Figura 6), foi possível corroborar o comportamento de longo termo anual avaliado nas demais técnicas estatísticas apresentadas. Observa-se que, em relação à mediana dos oito produtos, tal análise fornece os produtos que subestimam (SSEBop, ERA5\_Land e TerraClimate, nesta ordem) e superestimam (FLDAS, FLUXCOM e PML\_v2, respectivamente) os valores de evapotranspiração no período de 2003-2014.

Entretanto, é notório observar a proximidade dos dados que os produtos MOD16A2 e GLEAM v3.3a possuem em relação a mediana, até mesmo com a sobreposição em alguns pontos. A mesma avaliação pode ser observada nos gráficos de dispersão da Figura 7, que apresentam o comportamento da evapotranspiração estimada por cada produto em relação à mediana dos valores. Entretanto, cabe ressaltar que, embora o valor do parâmetro R-quadrado referente ao produto MOD16A2 seja maior, retornando maior convergência dos dados à linha de regressão ajustada, visualmente há maior proximidade entre os pontos relacionada ao GLEAM v3.3a.

**Figura 7** – Comportamento tendencial a evapotranspiração a partir dos oito produtos e da mediana destes para o período 2003-2014 na Bacia do Xingu



**Figura 8** – Comportamento da evapotranspiração média de longo termo mensal estimada pelos oito produtos frente a mediana destes, para o período 2003-2014 na Bacia do Xingu



Os gráficos de barras da Figura 8 revelam o comportamento da evapotranspiração por mês dentro do período 2003-2014, observado os desvios padrão apresentados nas barras de cada produto. Através de sua interpretação, nota-se consideráveis desvios em relação a média de ET com enfoque para os meses de julho, agosto e setembro: especificamente neste último, são observadas oscilações consideráveis em todos os produtos, provavelmente relacionadas à baixa correlação existente entre o período chuvoso e as taxas de radiação solar. Ademais, é evidente uma maior convergência existente entre a mediana e os valores de evapotranspiração de longo termo mensal dos produtos GLEAM v3.3a, MOD16A2 e PML\_V2, listados em ordem de maior proximidade, respectivamente. Uma das hipóteses possíveis referente a aproximação à mediana consiste na metodologia de cálculo utilizada pelos produtos para o cômputo da ET.

Ao mesmo tempo, é possível considerar também a interferência do tipo de bioma (Tabela 3). Neste contexto, conforme afirmado por Lucas *et al.* (2006), observa-se a predominância do clima do bioma Amazônia nos valores de evapotranspiração estimados por meio dos modelos para a maior porção da bacia do Xingu, representando influência média de 92%, considerando os produtos de ET utilizados. Ademais, em análise à mediana dos produtos e modelos em cada cenário (bacia e biomas), observa-se que o produto MOD16A2 possui maior proximidade na bacia do Xingu, enquanto o GLEAM v3.3a apresentou melhor aproximação quando observado as porções dos biomas Cerrado e Amazônia.

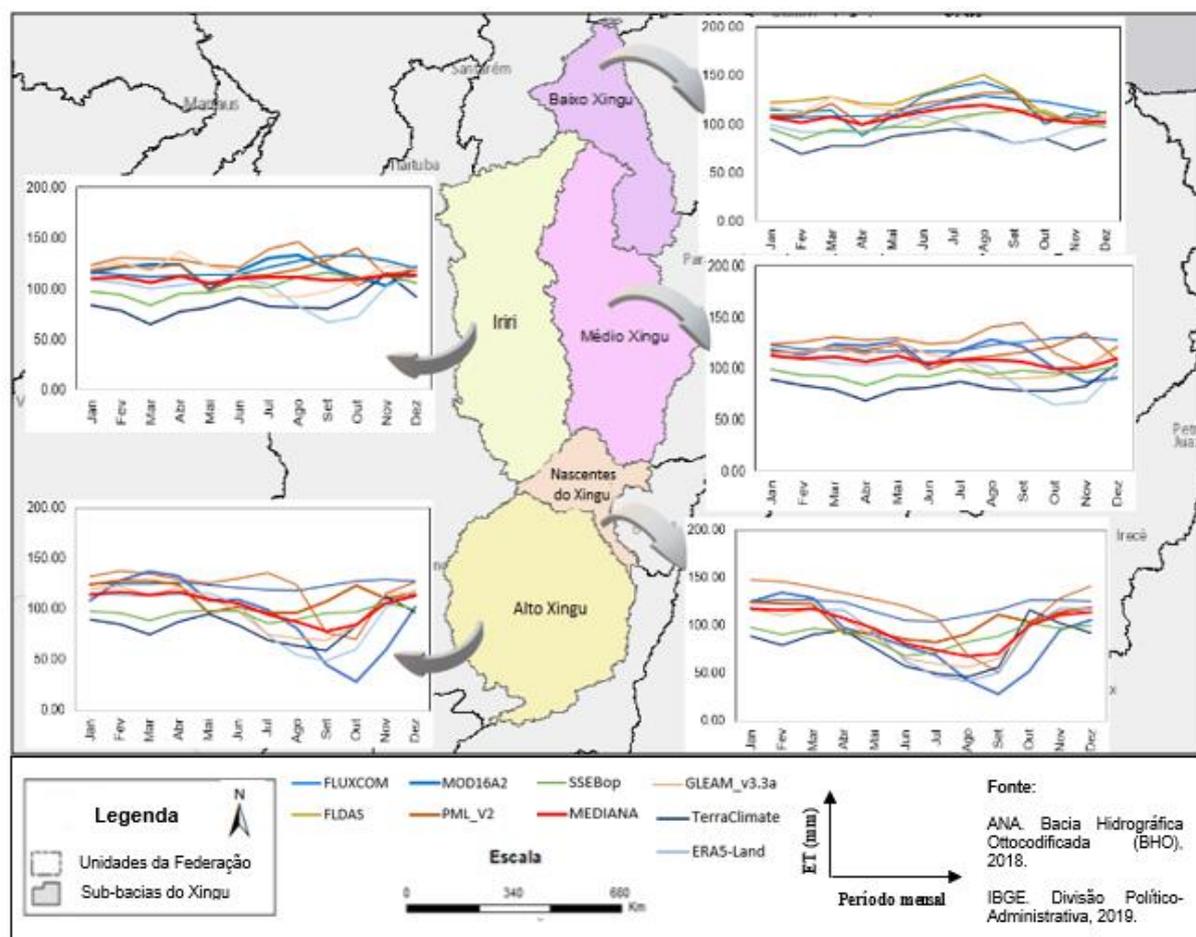
**Tabela 3** – Média de longo termo mensal da evapotranspiração por bioma na bacia do Xingu no período 2003-2014

	<i>Média Bacia</i> (mm/mês)	<i>Média Bioma Amazônia</i> (mm/mês)	<i>Média Bioma Cerrado</i> (mm/mês)
<i>FLUXCOM</i>	120,35	121,09	110,38
<i>FLDAS</i>	123,04	124,13	108,45
<i>MOD16A2</i>	106,82	110,04	63,55
<i>PML_v2</i>	113,37	115,43	85,69
<i>TerraClimate</i>	82,61	83,32	73,22
<i>ERA5-Land</i>	95,27	95,92	86,62
<i>GLEAM_v3.3a</i>	107,83	109,90	80,25
<i>SSEBop</i>	96,30	98,44	67,17
<i>Mediana</i>	105,58	107,21	83,71

As análises gráficas relativas ao comportamento médio da evapotranspiração estimada (FLDAS, MOD16A2, PML\_V2, TerraClimate, ERA5-Land, GLEAM\_v3.3a, SSEBop e FLUXCOM), frente à mediana dos produtos para cada uma das sub-bacias do Xingu estão apresentadas na Figura 9.

Os gráficos de comportamento da ET nas sub-bacias (mesoescala) apresentam maior representatividade dos dados em relação aqueles provenientes da Bacia do Xingu (macroescala) como um todo, uma vez que são mais sensíveis à variabilidade em razão da menor escala analisada. Quando observamos dados em escalas maiores, os padrões detectados em pequenas bacias desaparecem em sua grande parte, podendo influenciar no resultado das análises, já que o mesmo produto pode apresentar valores diferentes de acordo com a escala a qual está submetido.

**Figura 9** – Comportamento da evapotranspiração média de longo termo mensal estimada a partir dos produtos FLUXCOM, FLDAS, MOD16A2, PML\_V2, TerraClimate, ERA5-Land, GLEAM\_v3.3a e SSEBop, frente à mediana destes, para o período 2003-2014 nas sub-bacias do Baixo Xingu, Médio Xingu, Alto Xingu, Nascentes do Xingu e Iriiri



Na Figura 9 nota-se que as sub-bacias do Nascentes do Xingu e do Alto Xingu apresentaram maior variabilidade dos valores de ET quanto à mediana (linha vermelha), destacado pelo decréscimo acentuado nos meses de junho, julho, agosto, setembro e outubro, fato possivelmente relacionado ao bioma característico da localidade: o Cerrado. Neste bioma, o clima é definido por duas estações extremas, interferindo diretamente nas taxas de precipitação e conseqüentemente na ET. Corroborando o encontrado no trabalho de Ruhoff (2011), e considerando que sub-bacia Nascentes do Xingu possui maior porcentagem de Cerrado de todo o Xingu (cerca de 20,31% da área) (ISA, 2012), a possível explicação para o fenômeno supracitado relaciona-se à combinação de alta incidência de radiação solar, aliada à baixa cobertura de nuvens no período seco.

Importante destacar também os altos valores de evapotranspiração estimados na sub-bacia do Baixo Xingu, especialmente nos mesmos meses de junho, julho, agosto, setembro e outubro, evidenciando comportamento contrário às bacias do Nascentes do Xingu e do Alto Xingu. A possível explicação advém da predominância do bioma Amazônico que, segundo o trabalho de Figueroa e Nobre (1990), a presença da Floresta Amazônica promove grande umidade relativa do ar, com influência em todo o ciclo hidrológico anual, propiciando pouca variabilidade espacial da chuva e da ET.

Ressalta-se ainda que, para as demais sub-bacias, representadas pelo Médio Xingu e Iriri, foram identificadas variabilidades intermediárias em função da sua localidade, com observância de comportamento mais uniforme, uma vez que estão na área de conversão entre os biomas Cerrado e Amazônia, com predominância deste último, evidenciado pelo grau de parentesco entre suas vegetações (KUNZ et al., 2009).

A fim de avaliar a relação existente entre os dados de ET obtidos para a Bacia do Xingu, juntamente com suas cinco sub-bacias adjacentes (Baixo Xingu, Médio Xingu, Nascentes do Xingu, Iriri e Alto Xingu), a Tabela 4 traz os valores de Pearson relativos à mediana dos oito produtos de sensoriamento remoto, com vistas a análise de correlação entre eles.

Os maiores e menores valores de correlação de Pearson foram destacados em negrito, tanto para a Bacia do Xingu, como para suas cinco sub-bacias, na Tabela 4. Desse modo, com relação à Bacia do Xingu, é possível aferir que os modelos GLEAM v3.3a e MOD16A2 consistem nas melhores aproximações da evapotranspiração, respectivamente, estimada frente aos dados computados pela mediana dos produtos, uma vez que os coeficientes de Pearson encontrados correspondem aos maiores valores dentre os apresentados na respectiva comparação, indicando correlação alta (HOPKINS, 2009).

**Tabela 4** – Matriz de correlação de Pearson dos produtos de evapotranspiração mensal, em referência à mediana destes, para o período 2003-2014 na Bacia do Xingu e suas sub-bacias

	<i>Bacia do Xingu</i>	<i>Sub-bacia Baixo Xingu</i>	<i>Sub-bacia Médio Xingu</i>	<i>Sub-bacia Nascentes do Xingu</i>	<i>Sub-bacia Iriri</i>	<i>Sub-bacia Alto do Xingu</i>
<i>FLUXCOM</i>	-0,15	0,65	-0,17	0,82	0,24	0,41
<i>FLDAS</i>	0,61	0,77	0,54	0,85	0,28	0,75
<i>MOD16A2</i>	0,77	0,84	0,64	0,81	0,60	0,79
<i>PML_v2</i>	0,28	0,80	0,16	0,65	0,47	0,42
<i>TerraClimate</i>	0,51	0,66	0,44	0,78	0,49	0,61
<i>ERA5-Land</i>	0,72	0,21	0,75	0,97	0,31	0,91
<i>GLEAM_v3.3a</i>	0,88	0,15	0,53	0,97	0,15	0,94
<i>SSEBop</i>	-0,09	0,53	0,15	0,66	0,19	0,23
<b>Legenda</b>	$0 \leq r \leq \pm 0,1$	$\pm 0,1 < r \leq \pm 0,3$	$\pm 0,3 < r \leq \pm 0,5$	$\pm 0,5 < r \leq \pm 0,7$	$\pm 0,7 < r \leq \pm 0,9$	$\pm 0,9 < r \leq \pm 1,0$

De maneira geral, salienta-se que as séries temporais de evapotranspiração utilizadas neste trabalho são controladas pela sazonalidade anual. Nas sub-bacias do Baixo Xingu, Nascentes do Xingu e Alto Xingu são observados maiores valores referentes à matriz de Pearson para os produtos GLEAM\_v3.3a e MOD16A2. Embora estejam localizadas em regiões quase extremas da bacia, as três sub-bacias possuem a predominância do clima Tropical Úmido, indicando o clima como o fator capaz de influenciar tal proximidade dos dados (LUCAS et al., 2006). No entanto, o produto que apresentou melhor resultado para o Baixo Xingu correspondeu ao MOD16A2, enquanto o maior valor de Pearson para as sub-bacias Nascentes do Xingu e Alto Xingu foi representado pelo GLEAM\_v3.3a. Em contrapartida, é observado que para as sub-bacias do Iriri e Médio Xingu, os valores de  $r$  são relativamente mais baixos, predominantemente entre correlações baixas e moderadas, respectivamente, e possuem maiores oscilações entre os produtos frente à mediana, correspondendo aos melhores produtos, respectivamente, MOD16A2 e ERA5-Land.

Em conformidade ao parágrafo supracitado, as possíveis explicações acerca das variabilidades dos valores de evapotranspiração nas sub-bacias, com comportamentos similares de alguns produtos nas mesmas regiões, puderam ser elucidadas. Para o caso das sub-bacias Baixo Xingu, Médio Xingu e Iriri observa-se presença predominante da Floresta Amazônica, e, por essa razão, mesmo durante a estação seca, o sistema radicular mais profundo da vegetação permite o acesso à água nas camadas mais profundas do solo, levando

à maiores estimativas de ET (MAEDA et al., 2017). Embora o Alto Xingu tenha apenas manchas pulverizadas do Cerrado em sua área, ainda se predomina a existência da Amazônia, mas sua característica transacional entre os biomas resulta em menores valores anuais de ET e precipitação, influenciado também pelo ciclo fenológico de sua vegetação (ARAGÃO et al., 2007).

Em contrapartida, na sub-bacia do Nascentes do Xingu, única a possuir porções expressivas do Cerrado, a ET sofre influência direta das estações (bem definidas na região), uma vez que possui campos de cerrados com sistema radicular mais superficial, e com isso, mais sensíveis ao déficit hídrico, principalmente durante a estação seca (CAIONI et al., 2020).

Vale salientar que altas correlações não significam boa concordância dos dados obtidos entre dois métodos, visto que permite analisar apenas a relação linear entre eles. Por essa razão, é importante avaliar outras variáveis estatísticas em conjunto com o coeficiente de Pearson, a fim de garantir maior acurácia nas informações.

Souza *et al.* (2011) enfatizaram a importância da utilização conjunta dos parâmetros estatísticos RMSE, Índice de Willmott (d) e Razão de Discrepância para avaliar apropriadamente o desempenho dos modelos de ET. Para tanto, a Tabela 5 apresenta os resultados dos cálculos desses três índices, compilados em relação ao Coeficiente de Pearson já apresentado, em relação à mediana dos dados de longo termo mensal, para a Bacia do Xingu e suas cinco sub-bacias pertinentes. De antemão, é importante salientar que as células hachuradas representam o produto que melhor se desempenhou frente à mediana em cada análise estatística aplicada.

Com base na Tabela 5, em adição às informações contidas na Tabela 4, os quatro parâmetros estatísticos analisados em conjunto, para a Bacia do Xingu, revelam que o MOD16A2 apresentou o melhor desempenho em relação à mediana gerada a partir dos oito modelos, uma vez que correspondeu a melhor correlação dos dados, obtida por Pearson; menor RMSE, indicando melhor ajuste absoluto em relação a tendência média dos dados estimados; considerável Índice de Willmott, com valor intermediário à correlação perfeita; e menor Razão de Discrepância, refletindo baixa quantidade de dados divergentes entre as amostras.

**Tabela 5** – Parâmetros estatísticos aplicados aos produtos de evapotranspiração, em referência à mediana, no período 2003-2014 da Bacia do Xingu e suas sub-bacias

<i>FLUXCOM</i>	<i>Bacia do Xingu</i>				<i>Baixo Xingu</i>			
	Pearson	RMSE	Wilmott	Razão Discr.	Pearson	RMSE	Wilmott	Razão Discr.
	-0,15	0,09	0,82	0	0,65	0,11	0,52	0,04
<i>FLDAS</i>	0,61	0,15	0,91	0	0,77	0,08	0,67	0,17
<i>MOD16A2</i>	0,77	0,01	0,93	0	0,84	0,05	0,81	0
<i>PML_v2</i>	0,28	0,06	0,88	0,38	0,80	0,16	0,24	0
<i>TerraClimate</i>	0,51	0,15	0,98	0,42	0,66	0,11	0,46	0
<i>ERA5-Land</i>	0,72	0,17	0,96	0,33	0,21	0,06	0,54	0,04
<i>GLEAM_v3.3a</i>	0,88	0,02	0,95	0,33	0,15	0,06	0,63	0
<i>SSEBop</i>	-0,09	0,07	0,98	0,38	0,53	0,07	0,54	0,08
<i>FLUXCOM</i>	<i>Médio Xingu</i>				<i>Nascentes do Xingu</i>			
	Pearson	RMSE	Wilmott	Razão Discr.	Pearson	RMSE	Wilmott	Razão Discr.
	-0,17	0,15	0,30	0	0,82	0,17	0,71	0
<i>FLDAS</i>	0,54	0,12	0,57	0,12	0,85	0,8	0,69	0,04
<i>MOD16A2</i>	0,64	0,08	0,42	0	0,81	0,08	0,83	0
<i>PML_v2</i>	0,16	0,16	0,21	0	0,65	0,14	0,68	0
<i>TerraClimate</i>	0,44	0,16	0,54	0	0,78	0,10	0,89	0
<i>ERA5-Land</i>	0,75	0,07	0,79	0,04	0,97	0,05	0,98	0
<i>GLEAM_v3.3a</i>	0,53	0,08	0,57	0	0,97	0,13	0,80	0
<i>SSEBop</i>	0,15	0,12	0,18	0	0,66	0,19	0,38	0,12
<i>FLUXCOM</i>	<i>Iri</i>				<i>Alto Xingu</i>			
	Pearson	RMSE	Wilmott	Razão Discr.	Pearson	RMSE	Wilmott	Razão Discr.
	0,24	0,08	0,26	0	0,41	0,18	0,39	0
<i>FLDAS</i>	0,28	0,03	0,54	0,17	0,75	0,26	0,36	0,12
<i>MOD16A2</i>	0,60	0,02	0,59	0	0,79	0,08	0,73	0
<i>PML_v2</i>	0,47	0,11	0,24	0	0,42	0,13	0,63	0
<i>TerraClimate</i>	0,49	0,10	0,59	0,08	0,61	0,15	0,69	0,12
<i>ERA5-Land</i>	0,31	0,04	0,65	0	0,91	0,07	0,89	0
<i>GLEAM_v3.3a</i>	0,15	0,10	0,56	0	0,94	0,11	0,78	0
<i>SSEBop</i>	0,19	0,09	0,23	0,17	0,23	0,17	0,45	0,12

Inicialmente é importante destacar as diferenças de ET entre os produtos avaliados para cada uma das sub-bacias. É válido observar que, enquanto um produto específico apresenta melhor desempenho frente a mediana gerada a partir dos oito modelos em uma dada área, o mesmo pode apresentar baixo desempenho em outra. Tal assertiva foi avaliada por Ramoelo *et al.* (2014), na África do Sul, e Michel *et al.* (2016) nos Estados Unidos, quando concluíram que não existe modelo único que represente bom desempenho em todos os tipos de bioma.

Quanto maior for o valor absoluto do RMSE, maior a diferença entre os valores previstos e observados. Dessa forma, a partir dos valores obtidos com o RMSE é possível observar que, em relação à mediana dos dados, de maneira geral o produto MOD16A2 foi o que melhor se ajustou aos dados da mediana conjugada para a bacia do Xingu e suas cinco sub-bacias, seguido pelo produto GLEAM\_v3.3a.

É possível evidenciar altos valores para o RMSE, referente aos produtos TerraClimate e ERA5-Land, conforme a Tabela 5. Diferentemente dos demais, esses produtos possuem certas limitações no resultado da ET: enquanto o TerraClimate possui modelo de cálculo do balanço hídrico muito simples, retornando a ET desconsiderando a heterogeneidade nos tipos de vegetação junto à sua resposta fisiológica às mudanças nas condições ambientais, o ERA5-Land não possui acoplamento ao modelo atmosférico, influenciando na superestimação do fluxo de calor latente da superfície sobre a terra (ABATZOGLOU *et al.*, 2018; MUÑOZ-SABATER, 2019).

Ainda analisando conjuntamente os resultados dos três parâmetros estatísticos na Bacia do Xingu e suas sub-bacias, destaca-se a diferença encontrada entre a mediana conjugada dos produtos e o FLUXCOM. Conforme elucidado anteriormente, a possível razão está associada à baixa densidade de torres de fluxo que produzem os dados *in loco* da plataforma em questão, principalmente quando medidos em pequenos intervalos de tempo (PACA *et al.*, 2019), uma vez que a mediana também contempla os demais modelos de sensores remotos para evapotranspiração, e com maior cobertura espacial da variável.

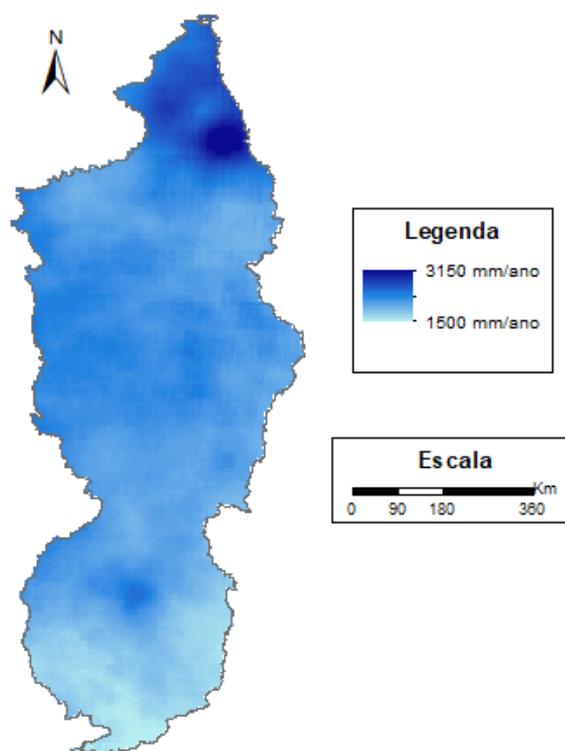
O índice de concordância de Willmott (*d*) indicou que o produto ERA5-Land possui em média a menor amplitude de erros para as sub-bacias. Dessa forma, o índice *d* refere-se a medida descritiva que revela a precisão dos dados preditos (dependentes) em relação aos dados de referência (independentes).

A razão de discrepância obtida para os pares de produtos listados na Tabela 4 para a Bacia do Xingu corroboram os resultados apresentados nas demais análises realizadas: novamente o produto MOD16A2, seguido do GLEAM\_v3.3a, resultaram nos melhores desempenhos de

estimativas da evapotranspiração frente à mediana de ET gerada a partir dos oito modelos, apresentando dessa forma a razão de discrepância igual a zero.

Além das técnicas de cálculo para obtenção da evapotranspiração, o desempenho dos produtos deve-se também às características climáticas e meteorológicas de cada sub-região, bem como parametrizações e dados de entrada diferentes em cada modelo, resultando em estimativas distintas da ET. Corroborando esse fato, é notório avaliar que nas sub-bacias de clima mais úmido e taxas maiores de precipitação, de acordo com as propriedades dos biomas pertencentes, houve menor amplitude nos dados de ET, influenciando diretamente nos resultados dos parâmetros estatísticos calculados neste estudo. Nesse contexto, a Figura 10 apresenta a precipitação média estimada na Bacia do Xingu para o intervalo de 2003-2014, por meio dos dados do conjunto *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station Data* (CHIRPS), também disponível na plataforma do *Google Earth Engine* (FUNK et al., 2015).

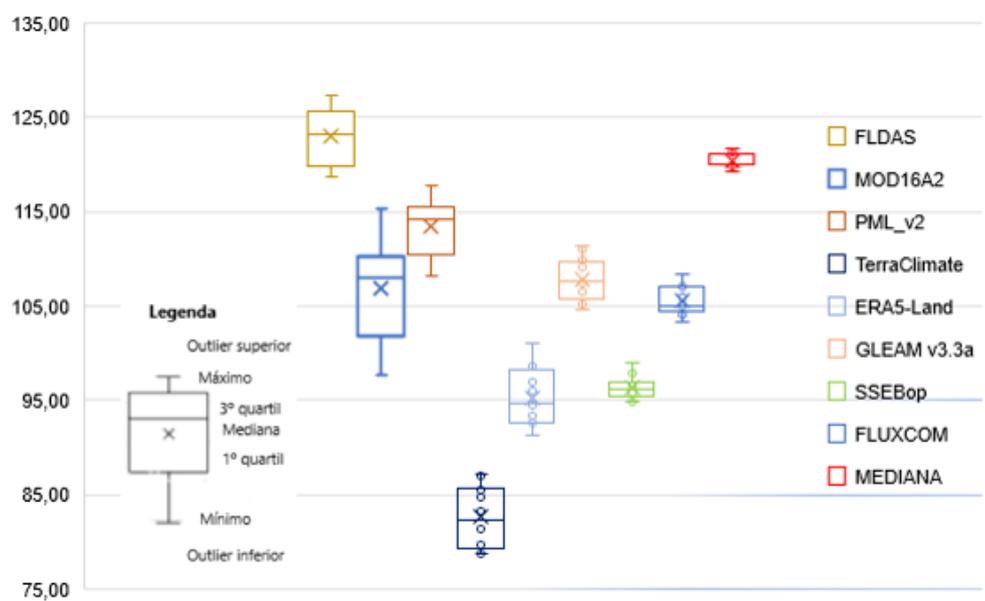
**Figura 10** – Espacialização média de longo termo da precipitação estimada pelo conjunto CHIRPS para o período 2003-2014 na Bacia do Xingu



O desempenho dos produtos frente à mediana conjugada também é apresentado em *boxplot* (Figura 11), evidenciando menores amplitudes do produto MOD16A2, seguido do

GLEAM\_v3.3a e posteriormente PML\_V2, em relação à mediana dos modelos, quando observados seus quartis e interquartis.

**Figura 11** – Análise de agrupamento em *boxplot* para a evapotranspiração média de longo termo anual no período entre 2003-2014 para a Bacia do Xingu



Vale destacar que a maior divergência de valores averiguada na Figura 11 corresponde aos produtos TerraClimate e FLDAS, respectivamente, frente ao comportamento da mediana. Para o primeiro par a variação pode ser explicada em razão da suposta simplificação do tipo de vegetação e da capacidade de armazenamento do solo em escalas mais finas, utilizadas no cálculo da ET, promovendo incertezas na variabilidade temporal (ABATZOGLOU et al., 2018). Já para o segundo par, o pós-processamento recente realizado pela NASA para o produto FLDAS, no qual os dados foram baixados, pode ser a razão da amplitude significativa. Neste cenário, o produto teve a aplicação de máscaras terrestres e aquáticas provenientes do MODIS MOD44W em todos os dados disponíveis do produto, desde 2000, corrigindo os problemas dos *pixels* terrestres que sobrepujam os cursos d'água interiores para propiciar maior acurácia dos dados. Ressalta-se que o pós-processamento não interferiu nas forçantes meteorológicas utilizadas no conjunto FLDAS (NASA, 2021).

Sumariamente, é importante ressaltar que a variabilidade dos dados ocorre principalmente pelas diferentes equações e forçantes meteorológicas utilizadas em cada um desses produtos e modelos para o cômputo da evapotranspiração. Com relação as metodologias de cálculo, enquanto o algoritmo SSEBop e os produtos FLDAS, MOD16A2, PML\_v2 e ERA5-Land

utilizam a equação de Penman-Monteith, considerada a mais completa para o cálculo da ET, o TerraClimate utiliza a equação de Thornthwaite-Mather e o GLEAM\_v3.3a a equação de Priestley-Taylor, com destaque para o FLUXCOM que realiza a medição direta da ET *in loco*, com posterior *upscaling* e processamento e refinamento dos resultados.

Em adição, a partir da aplicação da análise horizontal descrita em porcentagens, torna-se possível expressar a análise comparativa de cada modelo, frente à mediana dos dados dos oito produtos, para a Bacia do Xingu. Desse modo, corrobora-se a afirmativa anterior, que constata o MOD16A2 como a melhor aproximação em relação à mediana, retornando 93,5%. Sucessivamente, seguem em ordem decrescente de aproximação com a mediana os produtos GLEAM\_v3.3a (91,7%), PML\_V2 (89,9%), SSEBop (88,1%), ERA5-Land (87,7%), FLUXCOM (86,5%), FLDAS (86,2%) e TerraClimate (77,6%).

De maneira geral, observa-se que a tendência de variação dos dados está intrinsecamente relacionada com as variáveis, equações, forçantes meteorológicas e fatores climáticos que cada produto possui no cômputo da evapotranspiração real. Somados todos esses fatores, nota-se que as análises estatísticas em conjunto retornaram resultados de melhores aproximações à mediana aos produtos MOD16A2 e GLEAM\_v3.3a, nessa ordem.

Uma das razões pelas quais o MOD16A2 retornou boa aproximação à mediana, além de sua melhor resolução espacial original frente ao segundo colocado, está relacionada à equação de Penman-Monteith, parametrizada pela FAO (PM-FAO56), utilizada no produto para determinação da evapotranspiração. Diferentemente da equação de Priestley-Taylor, usada pelo produto GLEAM\_v3.3a, Penman-Monteith apresenta superioridade em relação aos outros métodos baseados em processos físicos, além de incorporar, explicitamente, os parâmetros fisiológicos e aerodinâmicos (CAI et al., 2007; GAVILAN et al., 2007; XING et al., 2008). Entretanto, diferentemente do MOD16A2, o produto GLEAM\_v3.3a possui como uma de suas forçantes os dados de precipitação tropical do satélite TRMM, o que induz maior acurácia na obtenção da evapotranspiração.

Além das observações supracitadas, é importante considerar que os resultados encontrados para acurácia dos produtos e modelos avaliados neste trabalho são referentes ao intervalo de 2003-2014, especificamente para a região da bacia do Xingu e suas cinco sub-bacias. Sendo assim, a modificação do período de dados analisado e da área de estudo podem também configurarem fatores influenciadores no desempenho destes.

Existem múltiplos métodos de estimativa da evapotranspiração, mas suas performances irão variar em diferentes locais, climas e escalas, já que a maioria apresenta empirismo em sua

concepção (SENTELHAS et al., 2010). Ainda, destaca-se que embora a análise de medida do desempenho realizada neste estudo tenha como base o intervalo de 2003-2014, o produto GLEAM\_v3.3a poderá ser testado em períodos até 2018, haja vista sua resolução temporal mais atualizada em relação ao MOD16A2.

## CONCLUSÕES

Ao analisar todos os resultados estatísticos dos oito produtos de estimativa de ET gerados com base em dados de satélite e modelos para a bacia do Xingu, quanto para suas cinco sub-bacias, no intervalo 2003-2014, observa-se que o MOD16A2 e o GLEAM\_v3.3a retornaram, na maioria das análises, como os produtos mais próximos à mediana dos modelos, com convergência de valores de evapotranspiração em torno de 93,5% e 91,7%, respectivamente, tendo o GLEAM\_v3.3a se apresentado como boa alternativa para aplicação em períodos de dados mais recentes.

As médias e medianas mensais, calculadas considerando todos os anos do período analisado (2003-2014), permitiram observar que o MOD16A2 e o GLEAM\_v3.3a são capazes de representar, de forma geral, o comportamento da mediana observada nos demais produtos, incluindo àqueles obtidos nas torres de fluxo turbulento registrados pela plataforma FLUXCOM. Ressalta-se ainda que existem diversas incertezas associadas tanto à geração das estimativas através de modelos baseados em sensoriamento remoto, quanto à de dados nas torres de fluxos turbulentos, que influenciam a avaliação dos produtos de ET.

## REFERÊNCIAS

ABATZOGLOU, J.T.; DOBROWSKI, S.Z.; PARKS, S.A.; HEGEWISCH, K.C. Terraclimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958-2015, **Scientific Data**, 2018.

ALLEN R. G.; PEREIRA L. S.; RAES D.; SMITH M.; **Evapotranspiración del cultivo: Guías para la determinación de los requerimientos de água de los cultivos**. Roma: FAO, 298p., 2006.

ALVES, Y. A. Algoritmo S-SEBI modificado para estimar a evapotranspiração usando dados de sensoriamento remoto no Semiárido Brasileiro. 86f. (**Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental**), Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2022.

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Metadados: Bacias hidrográficas Ottocodificadas. 2018. Disponível em: <<https://dadosabertos.ana.gov.br/datasets/>>. Acesso em: 03 nov. 2020.

ARAGÃO, L.E.O.C.; MALHI, Y.; ROMAN-CUESTA, R.M.; SAATCHI, S.; ANDERSON, L.O.; SHIMABUKURO, Y.E. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophysical Research Letters**, v. 34, L07701, 2007.

ARRAES, F. D. D.; ANDRADE, E. M. de; SILVA, B. B. da. Dinâmica do balanço de energia sobre o açude Orós e suas adjacências. **Revista Caatinga**, Mossoro, v. 25, n. 1, p. 119-127. 2012.

BAI, P.; LIU, X. Intercomparison and evaluation of three global high-resolution evapotranspiration products across China. **Journal of Hydrology**, v. 566, p. 743-755, 2018.

BEZERRA, H. N.; BEZERRA, J. M. RÊGO, A. T. A. Avaliação do método SEBAL para estimativa da evapotranspiração real diária no semiárido brasileiro, **Rev. Tecnol. Soc.**, v. 17, n. 47, p. 183-201, 2021.

BLATCHFORD, M. L.; MANNAERTS, C. M.; NJUKI, S. M.; NOURI, H.; ZENG, Y.; PELGRUM, H.; WONINK, S.; KARIMI, P. Evaluation of WaPOR V2 evapotranspiration products across Africa. **Hydrological Processes**, 34, p. 3200–3221. 2020.

CAI, J.; LIU, Y.; LEI, T.; PEREIRA, L.S., Estimating reference evapotranspiration with the FAO Penman–Monteith equation using daily weather forecast messages. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 145, p. 22–35, 2007.

CAIONI, C.; SILVÉRIO, D.V.; MACEDO, M.N.; COE, M.T.; BRANDO, P.M. Droughts Amplify Differences Between the Energy Balance Components of Amazon Forests and Croplands. **Remote Sens**, v. 12, n. 525. 2020.

CHOW, V.T.; MAIDMENT, D.R. & MAYS, L.W. Applied hydrology. New York, **Mc Graw-Hill**, 572p. 1988.

COSTA, Taiara Souza. Evapotranspiração real por aprendizado de máquina e sensoriamento remoto sem o espectro termal. 2021. 55 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2021.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. **Climatologia da precipitação na bacia hidrográfica do Rio Xingu**. 2018. Disponível em:

<[http://www.cprm.gov.br/sace/conteudo/xingu\\_artigos/climatologia\\_xingu.pdf](http://www.cprm.gov.br/sace/conteudo/xingu_artigos/climatologia_xingu.pdf)>. Acesso em: 23 fev. 2021.

DAUGHTRY, C. S. T., KUSTAS, W. P., MORAN, M. S., *et al.* Spectral estimates of net radiation and soil heat flux. **Remote Sensing of Environment**, v. 32, 111 – 124, 1990.

DEGANO, M. F. *et al.* Evaluation of the MOD16A2 evapotranspiration product in an agricultural area of Argentina, the Pampas region. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v. 24, n. 2, p. 319-328, 2021.

DICKINSON, R. E.; HENDERSON-SELLERS, A. Modeling Tropical Deforestation: A Study of GCM Land-Surface Parameterizations. **Quart JR Met. Soc.** v. 114, p. 439-462. 1988.

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, 38 (2): 201-341, 1972.

FAISOL, A. *et al.* An evaluation of MODIS global evapotranspiration product (MOD16A2) as terrestrial evapotranspiration in East Java - Indonesia. IOP Conf. Ser.: **Earth Environ. Sci.**, v.485, 2020.

FALKENMARK, M.; ROCKSTRÖM, J. Balance water for humans and nature. Londres: **Earthscan**, 2 ed., 247 p., 2005.

FERGUSON, C. R.; SHEFFIELD, J.; WOOD, E. F.; GAO, H. Quantifying uncertainty in a remote sensing-based estimate of evapotranspiration over continental USA. **International Journal of Remote Sensing**, v. 10, p. 3821-3865, 2010.

FIGUEROA, S.N.; E NOBRE, C. Precipitations distribution over Central and Western Tropical South America Climanálise - **Boletim de Monitoramento e Análise Climática**, v.5, n.6, p.36 - 48, 1990.

FUNK, C.; PETERSON, P.; LANDSFELD, M. *et al.* The climate hazards infrared precipitation with stations - a new environmental record for monitoring extremes. **Sci Data**, v. 2, 2015.

GAVILAN, P.; BERENGENA, J.; ALLEN, R.G. Measuring versus estimating net radiation and soil heat flux: impact on Penman–Monteith reference ET estimates in semiarid regions. **Agricultural Water Management**, n. 89 n. 3, p. 275–286, 2007.

GETIRANA, A. C. V. *et al.* Water Balance in the Amazon Basin from a Land Surface Model Ensemble. **Journal of Hydrometeorology**, 15, p. 2586-2614, 2014.

HARRIS, I.C.; JONES, P.D.; OSBORN, T. CRU TS4.04: Climatic Research Unit (CRU) Time-Series (TS) version 4.04 of high-resolution gridded data of month-by-month variation in climate (Jan. 1901- Dec. 2019). **Centre for Environmental Data Analysis**, 2020.

HERSBACH, H., BELL, B., BERRISFORD, P., BIAVATI, G., HORÁNYI, A., MUÑOZ SABATER, J., NICOLAS, J., PEUBEY, C., RADU, R., ROZUM, I., SCHEPERS, D., SIMMONS, A., SOCI, C., DEE, D., THÉPAUT, J. N. ERA5-LAND hourly data on single levels from 1979 to present. **Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS)**. 2018.

HOFSTE, R. W. Comparative analysis among near-operational evapotranspiration products for the NileBasin based on earth observations. (**Master Thesis**), Delft University of Technology, Delft, The Netherlands, 2014.

HOPKINS, W. G. **Correlation coefficient: a new view of statistics. 2000**. Disponível em: <<http://www.sportsci.org/resource/stats/correl.html>>. Acesso em: 13 out. 2020.

ISA. Instituto Socioambiental. **De olho na Bacia do Xingu**. Série Cartô Brasil Socioambiental vol. 05. 2012.

JIANG, S. *et al.* Utility of integrated IMERG precipitation and GLEAM potential evapotranspiration products for drought monitoring over mainland China. **Atmospheric Research**, v. 247, 2021.

JUNG, M., KOIRALA, S., WEBER, U., ICHII, K., GANS, F., CAMPS-VALLS, G., PAPALE, D., SCHWALM, C., TRAMONTANA, G., REICHSTEIN, M. The FLUXCOM ensemble of global land-atmosphere energy fluxes. **Scientific Data**, 6: 74. 2019.

KOBAYASHI, S. *et al.* The JRA-55 Reanalysis: General Specifications and Basic Characteristics. **Journal of the Meteorological Society of Japan. Ser. II**, v 93, 1, p. 5-48, 2015.

KUNZ, S. H.; IVANAUSKAS, N. M.; MARTINS, S. V.; SILVA, E.; STEFANELLO, D. Análise da semelhança florística entre as florestas do Alto Rio Xingu, da Bacia Amazônica e do Planalto Central. **Revista Brasil. Bot.**, v.32, n.4, p.725-736, 2009.

KUSTAS, W.; PERRY, E.; DORAISWAMY, P.; MORAN, M. S. Using satellite remote sensing to extrapolate evapotranspiration estimates in time and space over a semiarid rangeland basin. **Remote sensing of Environment**, v. 49, pp. 275-286, 1994.

KUZAY, M. *et al.* Determining the Relationship of Evapotranspiration with Precipitation and Temperature Over Turkey. **Journal of Agricultural Sciences**, v. 28, n. 3, p. 525 - 534, 2022.

LEMENKOVA, P. Evapotranspiration, vapour pressure and climatic water deficit in Ethiopia mapped using GMT and TerraClimate dataset. **Journal of Water and Land Development**, v. 54, p. 201-209, 2022.

LOS, S. O.; POLLACK, N. H.; PARRIS, M. T.; COLLATZ, G. J.; TUCKER, C. J.; SELLERS, P. J.; DAZLICH, D. A. A global 9-yr biophysical land surface dataset from NOAA AVHRR data. **Journal of Hydrometeorology**, v. 1, n. 2, p. 183-199, 2000.

LU, Z. *et al.* Differences among Evapotranspiration Products Affect Water Resources and Ecosystem Management in an Australian Catchment. **Remote Sens.**, v. 11, 2019.

LUCAS, E. W. M. *et al.* Regionalização da precipitação na Bacia Hidrográfica do Xingu, Pará. In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, 14, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Sociedade Brasileira de Meteorologia. 2006.

MA, N.; SZILAGYI, J.; JOZSA, J. Benchmarking large-scale evapotranspiration estimates: A perspective from a calibration-free complementary relationship approach and FLUXCOM. **Journal of Hydrology**, v. 590, 2020.

MAEDA, E. E.; MA, X.; WAGNER, F. H.; KIM, H.; OKI, T.; EAMUS, D.; HUETE, A. Evapotranspiration seasonality across the Amazon Basin. **Earth Syst. Dynam.**, v. 8, p. 439–454, 2017.

MARQUES FILHO, A. DE O.; GÓES RIBEIRO, M.N.; FATTORI, A.P.; FISCH, G.; JANUÁRIO, M. Evaporação Potencial de Florestas. **Acta Amazônica**, 16/17(único):277-292. 1986.

MARTENS, B., MIRALLES, D.G., LIEVENS, H., VAN DER SCHALIE, R., DE JEU, R.A.M., FERNÁNDEZ-PRIETO, D., BECK, H.E., DORIGO, W.A., VERHOEST, N.E.C. GLEAM v3: satellite-based land evaporation and root-zone soil moisture, **Geoscientific Model Development**, v. 10, p. 1903–1925, 2017.

MATAVELI, G. A. V.; SILVA, M. E. S.; PEREIRA, G.; CARDOZO, F. S.; KAWAKUBO, F. S.; BERTANI, G.; COSTA, J. C.; RAMOS, R. C.; SILVA, V. V. Satellite observations for describing fire patterns and climate-related fire drivers in the Brazilian savanas. **Nat. Hazards Earth Syst. Sci.**, v. 18, p. 125–144, 2018.

MCNALLY, A.; ARSENAULT, K.; KUMAR, S.; SHUKLA, S.; PETERSON, P.; WANG, S.; FUNK, C.; PETERS-LIDARD, C. D.; VERDIN, J. P. A land data assimilation system for sub-Saharan Africa food and water security applications. **Scientific Data**, v. 4, p. 1-19, 2017.

MEDINA, J. L.; CAMACHO, E.; RECA, J.; LÓPEZ, R.; ROLDÁN, J. Determination na Analysis of Regional of Regional Evapotranspiration in Southern Spain Base don Remote Sensing and Gis. **Physics and Chemistry of the Earth**, v.23, n.4, p.427-432. 1998.

MICHEL, D.; JIMÉNEZ, C.; MIRALLES, D. G.; JUNG, M.; HIRSCHI, M.; ERSHADI, A.; MARTENS, B.; MCCABE, M. F.; FISHER, J. B.; UM, Q.; SENEVIRATNE, S. I.; WOOD, E. F.; FERNÁNDEZ-PRIETO, D. The WACMOS-ET project - Part 1: Tower-scale evaluation of four remote-sensing-based evapotranspiration algorithms. **Hydrol Earth Syst Sci** 20(2): p. 803–822, 2016.

MIRALLES, D. G. *et al.* Global land-surface evaporation estimated from satellite-based observations. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 15, p. 453–469, 2011.

MOHAMED, Y. A., BASTIAANSSES, W. G. M, SAVENIJE, H. H. G. Spatial variability of evaporation and moisture storage in the swamps of the upper Nile studied by remote sensing techniques, **Journal of Hydrology**, v. 289, pp. 145 - 164. 2004.

MOREIRA, A. A.; ADAMATTI, D. S.; RUHOFF, A. Avaliação dos produtos de evapotranspiração baseados em sensoriamento remoto MOD16 e GLEAM em nove sítios de torres de fluxo brasileiros. In: Workshop Brasileiro Micro Meteorologia, 10, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul. 2017.

MU, Q.; ZHAO, M.; RUNNING, S. W. MODIS Global Terrestrial Evapotranspiration (ET) Product (NASA MOD16A2/A3) Collection 5. NASA Headquarters. **Numerical Terradynamic Simulation Group Publications**. 268, 2013.

MUELLER, B. *et al.* Benchmark products for land evapotranspiration: LandFlux-EVAL multi-data set synthesis, **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, 17, p. 3707–3720, 2013.

MUÑOZ-SABATER, J. ERA5-Land monthly averaged data from 1981 to present. **Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS)**. 2019.

MUÑOZ-SABATER, J. *et al.* ERA5-Land: A state-of-the-art global reanalysis dataset for land applications. **Earth Syst. Sci. Data Discuss.** [preprint], in review, 2021.

NAGLER, P.L.; SCOTT, C.; WESTENBURG, J.R.C.; GLENN, E.; HUETE, A.; SCOTT, R.; CLEVERLY, J.; Evapotranspiration on western US rivers estimated using the Enhanced Vegetation Index from MODIS and data from eddy covariance and Bowen ratio flux towers. **Journal of Hydrology**, 8(1–3), p. 1123–1129, 2005.

NASA - National Aeronautics and Space Administration. README Document for Famine Early Warning Systems Network (FEWS NET) Land Data Assimilation System (FLDAS) Products. **Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC)**, 2021.

NETO, A. A. **Estrutura e análise de balanços**: um enfoque econômico-financeiro. 9.ed. São Paulo: Atlas, 2010.

PACA, V., ESPINOZA-DÁVALOS, G.E., HESSELS, T.M. *et al.* The spatial variability of actual evapotranspiration across the Amazon River Basin based on remote sensing products validated with flux towers. **Ecol Process**, 8, 2019.

PELGRUM, H.; BASTIAANSEN, W.G.M. An intercomparison of techniques to determine the area-averaged latent heat flux from individual in situ observations: a remote sensing approach using the European field experiment in a desertification-threatened area data. **Water Resour Res** 32(9), p. 2775–2786, 1996.

PELOSI, A.; CHIRICO, G. B. Regional assessment of daily reference evapotranspiration: Can ground observations be replaced by blending ERA5-Land meteorological reanalysis and CM-SAF satellite-based radiation data?. **Agricultural Water Management**, v. 258, 2021.

PEREIRA, A.R. *et al.* **Evapo(transpi)ração**. Piracicaba: FEALQ, 183p. 1997.

PRIOR, A. WA+ as a technical tool for transboundary water governance: the potential of satellite data for water accounting in ungauged basins. (**Master Thesis**), Vrije Universiteit Brussel, Belgium, 2016.

RAMOELO, A.; MAJOZI, N.; MATHIEU, R. *et al.* Validation of global evapotranspiration product (MOD16) using flux tower data in the African savanna, South Africa. **Remote Sens** v. 6, n. 8, p. 7406–7423, 2014.

RODELL, M.; HOUSER, P.R.; JAMBOR, U.; GOTTSCHALCK, J.; MITCHELL, K.; MENG, C.-J.; ARSENAULT, K.; COSGROVE, B.; RADA KOVICH, J.; BOSILOVICH, M.; ENTIN, J.K.; WALKER, J. P.; LOHMANN, D.; TOLL, D. The Global Land Data Assimilation System, **Bull. Amer. Meteor. Soc.**, v. 85, n. 3, p. 381-394, 2004.

ROERINK, G. J., SU, Z, MENENTI, M. S-SEBI a simple remote sensing algorithm to estimate the surface energy balance, **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 25, n. 2, pp. 147 – 157. 2000.

RUHOFF, A. L. Sensoriamento remoto aplicado à estimativa da evapotranspiração em biomas tropicais. 162 f. **Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental)** -Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre 2011.

RUNNING, S.; MU, Q.; ZHAO, M.; MORENO, A. **User's Guide: MODIS Global Terrestrial Evapotranspiration (ET) Product (NASA MOD16A2/A3)**. Version 1.5, v. 6, 2017.

SENAY, G. B.; BUDDE, M.; VERDIN, J. P.; MELESSE, A. M. A Coupled Remote Sensing and Simplified Surface Energy Balance Approach to Estimate Actual Evapotranspiration from Irrigated Fields. **Sensors**, 7(6), P. 979-1000, 2007.

SENAY, G.B. *et al.* Operational Evapotranspiration Mapping Using Remote Sensing and Weather Datasets: A New Parameterization for the SSEB Approach. **Journal of the American Water Resources Association**, 15 p. 2013.

SENAY, G. B. *et al.* Mapping actual evapotranspiration using Landsat for the conterminous United States: Google Earth Engine implementation and assessment of the SSEBop model. **Remote Sensing Environment**, v. 275, 2022.

SENTELHAS, P. C e ANGELOCCI. L. R. **Evapotranspiração – definições e conceitos.** LCE 306 – Meteorologia Agrícola, ESALQ/USP. 2009.

SENTELHAS, P.C. *et al.* Evaluation of FAO Penman–Monteith and alternative methods for estimating reference evapotranspiration with missing data in Southern Ontario, Canadá. **Agricultural Water Management**, v. 97, n. 5, p. 635-644, 2010.

SHAPIRO, S.S.; WILK, M.B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, v. 52, p. 591-611. 1965.

SOUZA, A. P.; CARVALHO, D. F.; SILVA, L. B. D.; ALMEIDA, F. T.; ROCHA, H. S. Estimativas da evapotranspiração de referência em diferentes condições de nebulosidade. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.46, p.219-228, 2011.

TASUMI, M. **Progress in operational estimation of regional evapotranspiration using satellite imagery.** PhD dissertation. University of Idaho, Moscow, Idaho, EUA. 2003.

TEIXEIRA, A. H. Determining Regional Actual Evapotranspiration of Irrigated Crops and Natural Vegetation in the São Francisco River Basin (Brazil) Using Remote Sensing and Penman-Monteith Equation. **Remote Sensing**, v.2, p.1287–1319, 2010.

TEIXEIRA, A. H. DE C.; VICTORIA, D. DE C.; AANDRADE, R.G. ; LEIVAS, J.F. ; BOLFE, E.L. ; CRUZ, C.R. Coupling MODIS images and agrometeorological data for agricultural water productivity analyses in the Mato Grosso state, Brazil. **Proceedings of SPIE - International Society for Optical Engineering**, v. 9239, p. 92390W-1- 92390W-14, 2014.

TEODORO, V. L.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de Bacia Hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara, Araraquara**, v. 20, p. 137–156, 2007.

THORNTHWAITE, C.W.; MATHER, J.R. **The water balance.** Centerton, NJ: Drexel Institute of Technology - Laboratory of Climatology, 104p, 1955.

TITO, T. M. Estimativas de evapotranspiração através de sensoriamento remoto e métodos empíricos para o Estado do Rio de Janeiro e Parque Nacional do Itatiaia. 42 f. **Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais)** - Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2019.

TREZZA, R. Evapotranspiration from a remote sensing for water a management in an irrigation system in Venezuela. **Interciencia**, v.31, n.6, p.417-423, 2006.

TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2, 1, p. 135-152. 1997.

USGS. Double-Mass Curves. **Manual of Hydrology: Part I. General Surface-Water Techniques**, by James K. Searcy and Clayton H. Hardison, United States Department of the Interior. 1966.

XING, Z.; CHOW, L.; MENG, F.R.; REES, H.W.; STEVENS, L.; MONTEITH, J., Validating evapotranspiration equations using Bowen Ratio in New Brunswick. Maritime Canada. **Sensors**, n. 8. p. 412–428, 2008.

WILSON, K. Energy balance closure at FLUXNET sites. **Agric For Meteorol**, 113(1–4), p. 223–243, 2002.

YIN, L. *et al.* A Comparison of SSEBop-Model-Based Evapotranspiration with Eight Evapotranspiration Products in the Yellow River Basin, China. **Remote Sens.**, v. 12, 2020.

ZHANG, Y.; PEÑA-ARANCIBIA, J.L.; MCVICAR, T.R.; CHIEW, F.H.S.; VAZE, J.; LIU, C.; LU, X.; ZHENG, H.; WANG, Y.; LIU, Y.Y.; MIRALLES, D.G.; PAN, M. Multi-decadal trends in global terrestrial evapotranspiration and its components. **Sci. Rep.**, v. 6, 2016.

ZHANG, Y. *et al.* Coupled estimation of 500 m and 8-day resolution global evapotranspiration and gross primary production in 2002–2017. **Remote Sensing of Environment**, v. 222, n. 1, p. 165-182, 2019.

ZHANG, R. *et al.* Assessment of Agricultural Drought Using Soil Water Deficit Index Based on ERA5-Land Soil Moisture Data in Four Southern Provinces of China. **Agriculture**, v. 11, 2021.

ZHANG, X. *et al.* Spatiotemporal Variation of Evapotranspiration on Different Land Use/Cover in the Inner Mongolia Reach of the Yellow River Basin. **Remote Sens.**, v. 14, 2022.

## CAPÍTULO 2

### ANÁLISE DOS EFEITOS DAS MUDANÇAS DO USO E COBERTURA DO SOLO NA EVAPOTRANSPIRAÇÃO USANDO DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO NA BACIA DO XINGU

*Analysis of effects in land use and coverage on evapotranspiration using remote sensing data in the Xingu basin*

#### RESUMO

Diversos estudos comprovaram que as mudanças na cobertura da terra de determinada bacia hidrográfica afetam o ciclo hidrológico e suas variáveis. Na Bacia do Xingu muitas áreas tiveram a substituição da vegetação por cultivos agrícolas e pastagens, enquanto outras foram desmatadas, principalmente na região conhecida pelo Arco do Desmatamento. Por essa razão, torna-se importante estudar quais são os efeitos causados pela alteração do uso e cobertura vegetal sob a evapotranspiração real (ETr) de uma bacia hidrográfica, particularmente a Bacia do Xingu, formada pelos biomas Cerrado e Amazônia. A partir das técnicas de sensoriamento remoto, é possível estimar a variável biofísica ETr para grandes áreas, que configura o caso da bacia de estudo. Os dados de evapotranspiração utilizados neste capítulo foram obtidos através da criação de um produto que retorna a mediana conjugada dos modelos MOD16A2, PML\_V2, Terra Climate, GLEAM\_v3.3a, FLUXCOM, SSEBop, FLDAS e ERA5-Land, com posterior aplicação dos dados fornecidos pela Coleção 6 da rede MapBiomas, permitindo a união do uso e cobertura do solo com a estimativa da evapotranspiração real para as faixas de conversão: Floresta para Pasto; Floresta para Terra Agrícola; Cerrado para Pasto; Cerrado para Terra Agrícola. O intervalo definido para o estudo corresponde aos anos de 1985 a 2020, em conforme série histórica disponível no MapBiomas. Após a aplicação de linguagens de programação para filtrar os dados provenientes, os resultados foram submetidos a testes estatísticos capazes de relacionar os efeitos causados pelas alterações do solo na evapotranspiração. Foram constatados decréscimo nas áreas de floresta (-16,23%), com conversão às áreas de pastagens, na ordem de +12,51%, e áreas agrícolas, chegando a +5,5%. A evapotranspiração reportou tendência de decréscimo de 0,095 mm/mês para a substituição ‘floresta para pasto’, e a 0,090 mm/mês em ‘cerrado para pasto’, ambas entre 2009-2020.

**Palavras-chave:** Mapbiomas; Cerrado; Amazônia.

## ABSTRACT

Several studies have shown that changes in land cover in a given watershed affect the hydrological cycle and its variables. In the Xingu Basin, many areas had their vegetation replaced by agricultural crops and pastures, while others were deforested, mainly in the region known as the Arch of Deforestation. For this reason, it is important to study the effects caused by changes in land use and vegetation cover on the real evapotranspiration (ETr) of a watershed, particularly the Xingu Basin, formed by the Cerrado and Amazon biomes. Using remote sensing techniques, it is possible to estimate the biophysical variable ETr for large areas, which configures the case of the study basin. The evapotranspiration data used in this chapter were obtained by creating a product that returns the combined median of the MOD16A2, PML\_V2, Terra Climate, GLEAM\_v3.3a, FLUXCOM, SSEBop, FLDAS and ERA5-Land models, with subsequent application of the data provided by Collection 6 of the MapBiomas network, allowing the union of land use and land cover with the estimate of real evapotranspiration for the transition ranges: Forest to Pasture; Forest to Agricultural Land; Cerrado for Pasture; Cerrado to Agricultural Land. The interval defined for the study corresponds to the years 1985 to 2020, according to the historical series available on MapBiomas. After applying programming languages to filter the data, the results were submitted to statistical tests capable of relating the effects caused by changes in the soil on evapotranspiration. There was a decrease in forest areas (-16.23%), with conversion to pasture areas, in the order of +12.51%, and agricultural areas, reaching +5.5%. Evapotranspiration reported a decreasing trend of 0.095 mm/month for the substitution 'forest for pasture', and 0.090 mm/month for 'savannah for pasture', both between 2009-2020.

**Keywords:** Mapbiomas; Cerrado; Amazon.

## INTRODUÇÃO

Para garantir a eficiente gestão dos recursos hídricos é necessário conhecer bases de dados confiáveis, acerca das variáveis hidrológicas que caracterizam determinada bacia. A título de exemplo, pode-se citar a importância do conhecimento da evapotranspiração real associada a cada tipo de cobertura e uso de solo, a qual auxilia no gerenciamento sustentável dos recursos naturais (TEIXEIRA, 2010; MACEDO, 2016).

A Bacia Hidrográfica do Xingu caracteriza-se pela junção dos biomas Cerrado e Amazônia, situados nas parcelas sul e norte do território, respectivamente, com formações de conversão nas porções centrais. Cada um dos ecossistemas formadores propicia diversas particularidades climáticas, ecológicas, de vegetação e uso do solo. Em razão de tal pluralidade, a Bacia do Xingu tornou-se alvo à exploração da terra e dos recursos naturais, expandindo-se as fronteiras agrícolas, pastagens e criações de gado em detrimento das coberturas vegetais nativas (ROSS, 2006; LEITE et al., 2011; ISA, 2012; LUCAS et al., 2021).

Para a obtenção de dados tão essenciais ao gerenciamento das bacias, tais como a evapotranspiração real e o uso e cobertura do solo, uma importante ferramenta se destaca frente as demais por permitir a estimativa dos parâmetros independente das dimensões da área de interesse: o sensoriamento remoto (RODRIGUES et al., 2019). Através da técnica, é possível a aquisição espacial direta das variáveis hidrológicas distribuídas (GRAYSON, BLÖSCHL, 2000; WARREN, 2013; OLIVEIRA, 2020).

Sabe-se que as alterações no uso e cobertura da terra têm impacto sobre o clima (GASH et al., 1996; ALVES et al., 2021), a diversidade biológica (SALA et al., 2000; GALINA et al., 2022), e os ciclos hidrológicos e biogeoquímicos (MEIXNER, EUGSTER, 1999; BOLSON, 2023). Diversos estudos comprovaram que o desmatamento reduz significativamente a precipitação e a evapotranspiração (COSTA, FOLEY, 2000; SILVA DIAS et al., 2002; DA ROCHA et al., 2009; NÓBREGA, 2014; SANTOS et al., 2017). Outros trabalhos realizados na floresta Amazônica observaram como as mudanças na cobertura vegetal impactam o balanço hídrico (PONGRATZ et al., 2006; MORAES et al., 2006; GERMER et al., 2009; HAYHOE et al., 2011; GRIFFITHS et al., 2018), e a evapotranspiração real (JIPP et al. 1998; TOMASELA et al., 2008; OLIVEIRA, 2012; LOPES et al., 2017; SOUZA et al, 2019; KOHLER et al., 2021).

De acordo com o Relatório Brasil Revelado (2021) produzido pelo MapBiomass, dos 44,5 milhões de hectares desmatados em larga escala, concentrados principalmente ao longo das

margens da floresta amazônica remanescente, cerca de 13,6% foram convertidos à terras agrícolas e 86,3% em pastagens. Nesse contexto, é evidente que o desmatamento provoca diminuição nos índices de evapotranspiração (ET), principalmente durante a estação seca (HODNETT et al., 1995; ZHANG et al., 2001; SPRACKLEN et al., 2012; LOPES et al., 2017; SILVA, 2019).

Assim como descrito no trabalho de Tucci e Clarke (1997), a vegetação tem papel importante no cômputo do balanço de energia e no fluxo d'água, isso porque armazena diretamente parcela do volume precipitado através da sua folhagem, e permite que a transpiração dessa água ao ambiente ocorra, assim que houver capacidade potencial de evaporação. Nesse contexto, a presença de vegetação nos solos é capaz de promover a infiltração da água, implicando em tal capacidade de acordo com as características do uso e ocupação do solo, evidenciando a fundamental relação existente entre solo-vegetação-atmosfera, o que influencia de maneira direta na evapotranspiração das bacias.

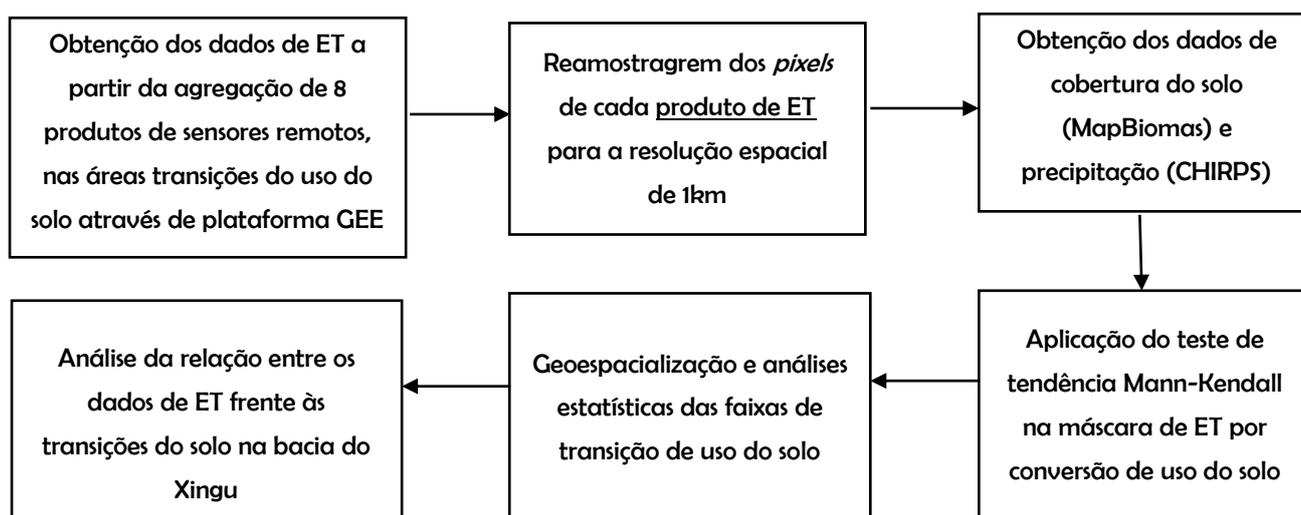
Ademais, sabe-se que a bacia do Xingu é a mais ameaçada de toda a porção brasileira da Amazônia, concentrando recordes de desmatamento, principalmente nas Áreas de Proteção Ambiental (APA), tais como a Triunfo do Xingu e as terras indígenas Cachoeira Seca, Ituna Itatá e Apyterewa (REDE XINGU+, 2021). Em suma, as alterações sobre o uso e manejo do solo não são apenas derivadas do desmatamento, mas sim de extrações seletivas de matérias primas, queimadas, características urbanísticas e substituição de vegetação por superfícies impermeáveis e/ou plantio de novas culturas, por exemplo. A análise de uso e cobertura do solo, a partir de técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto, torna-se ferramenta essencial para realização de análise espacial, uma vez que permite a avaliação ágil de cenários geográficos e tomadas de decisão mais assertivas da área (ASSIS et al., 2014; FILHO et al., 2014; ROTHMUND et al., 2019; VENDRUSCOLO et al., 2021).

Diante do contexto, é notória a baixa parcela de estudos desenvolvidos no Xingu envolvendo a análise da influência do uso e cobertura da terra sob à evapotranspiração real. A necessidade de atualizações e estudos potencialmente efetivos em tal área, dividida entre Amazônia e Cerrado, também se caracteriza como fator importante. Por essa razão, o presente trabalho utiliza a região compreendida pela Bacia do Xingu, de grande dimensão e formada pela união de tais biomas, como área de estudo a fim de estimar possível correlação entre entre os tipos de uso e cobertura da terra e a evapotranspiração real, através da aplicação de técnicas de sensoriamento remoto.

## MATERIAIS E MÉTODOS

De maneira geral, a metodologia de aplicação para o desenvolvimento do presente trabalho seguiu-se de acordo com o fluxograma apresentado na Figura 1.

**Figura 1** – Fluxograma metodológico do estudo



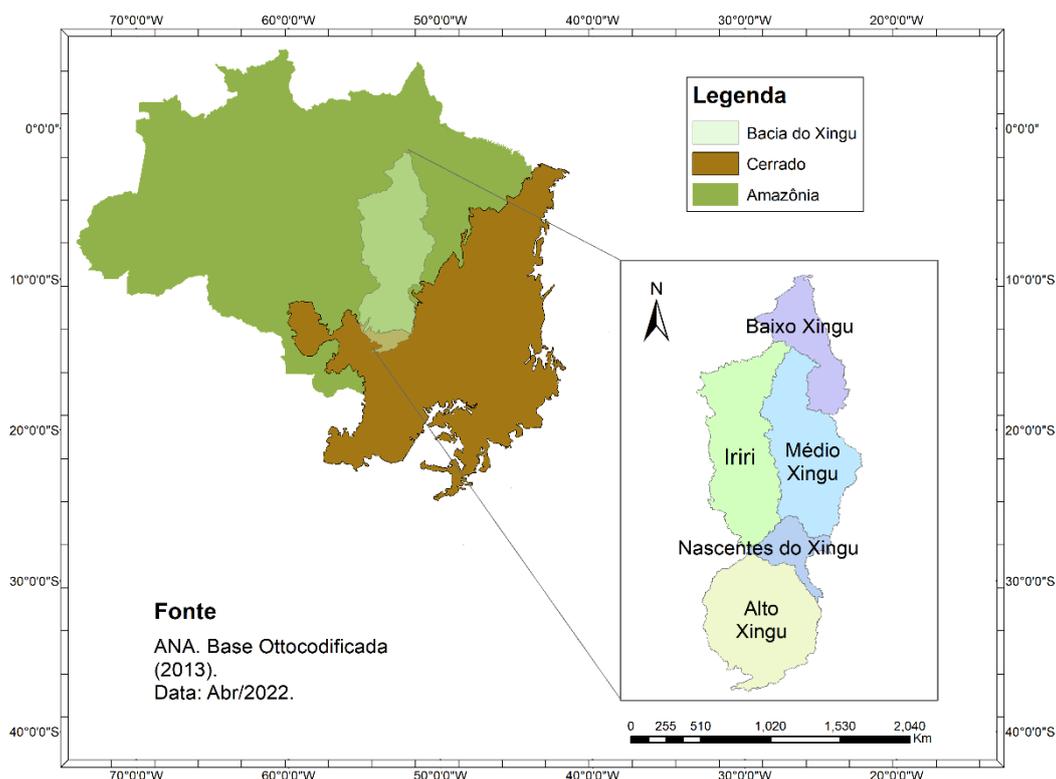
### Área de estudo

A área de estudo está localizada na Bacia Hidrográfica do Rio Xingu, compreendida na divisão dos estados do Mato Grosso e Pará, e na conversão ecológica dos biomas Cerrado e Amazônia, abrangendo cerca de 531.250 km<sup>2</sup> (Figura 2). Devido à sua constituição natural, os níveis de precipitação na bacia refletem na ordem de 1500 a 2500 mm/ano, influenciando diretamente nos valores de evapotranspiração. Tais dados são função da variabilidade climática da região onde está inserida a bacia, já que se situa entre os climas Equatorial, direção norte, e Tropical, de direção sul (LUCAS et al., 2006; ISA, 2012; CUNHA, 2021).

Devido à extensão latitudinal da bacia do Xingu, a classificação dos seus solos é aqui representada de acordo com os biomas formadores da área. Para a porção correspondente à Amazônia, bem como ao Cerrado, é observado a predominância dos latossolos, com diferenciações específicas entre eles. Enquanto os latossolos do bioma Amazônico possuem considerável profundidade e boa drenagem, os latossolos do Cerrado possuem maior porcentagem de matéria orgânica e são visivelmente ainda mais intemperizados. Paralelamente à classificação dos solos, a cobertura vegetal também tem poder influenciador sob a evapotranspiração. Seguindo essa linha, a vegetação Amazônica dominante é a chamada

floresta ombrófila densa característica de regiões úmidas com altas taxas de evapotranspiração, enquanto no Cerrado há a primazia de plantas rasteiras com adaptações no armazenamento de água para sobrevivência em épocas de seca (EITEN, 1972; DEMATTÊ, DEMATTÊ, 1993; ISA, 2012; SANTANA et al., 2019; OLIVEIRA et al., 2020).

**Figura 2** – Limites geográficos dos biomas pertencentes à Bacia do Xingu



O uso e ocupação do solo na Bacia do Xingu é definido principalmente por questões econômicas. As principais atividades modificadoras da cobertura da terra são a soja, criação de gado e pastagens, predominantes na porção sul da bacia, correspondente à região do Mato Grosso, e cacau, indústria extrativista de madeira e outras culturas agrícolas na porção Amazônica localizada no estado do Pará (SALATI et al., 1983; KLINK, MOREIRA, 2002; ISA, 2012). Em macro escalas, como caracteriza-se o presente caso da bacia do Xingu, as mudanças na cobertura da terra podem retroalimentar o clima regional, reduzindo a ocorrência de precipitações e consequente diminuição na evapotranspiração (DAVIDSON et al., 2012; STICKLER et al., 2013).

### **Estimativa da cobertura e uso da terra acoplada à evapotranspiração real através de sensores remotos**

Os dados referentes à evapotranspiração real foram obtidos a partir da junção de seis produtos e dois modelos de sensores remotos mesclados em conjunto: MOD16A2 (RUNNING et al., 2017), PML\_V2 (ZHANG et al., 2019), Terra Climate (ABATZOGLOU et al., 2018), ERA5-Land (MUÑOZ-SABATER, 2019), GLEAM\_v3.3a (MARTENS et al., 2017), SSEBop (SENAY et al., 2013), FLUXCOM (JUNG et al., 2019) e FLDAS (MCNALLY et al., 2017). Através de programações na plataforma *Google Earth Engine* (GEE), as previsões de ET de todos os oito conjuntos foram comparadas *pixel a pixel*, descartando-se as estimativas discrepantes de produtos ET individuais. Posteriormente, os produtos de ET foram reamostrados, a partir do vizinho mais próximo, para corresponder ao tamanho do *pixel* de 1km. Por fim, seguiu-se para a remoção de *outliers* e posterior redução do novo produto pelo Índice de Vegetação com Diferença Normalizada (NDVI), para uma resolução de 1km. O agrupamento deu origem a um único produto, com dados no período de 1985-2020, gerando a Mediana.

Paralelamente, os dados de uso e cobertura da terra foram obtidos através da plataforma MapBiomas, em sua Coleção 6, composta pelos sensores Landsat *Thematic Mapper* (TM), *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) e *Operational Land Imager* (OLI), a bordo do Landsat 5, Landsat 7 e Landsat 8, respectivamente. Tal plataforma possui interface direta com o GEE, permitindo que a metodologia de aquisição dos dados fosse a mesma, apenas com adaptações no *script* base, fornecendo informações acerca da cobertura e uso da terra para o mesmo intervalo de dados mencionado. Importante destacar que, para avaliar a influência direta entre as variáveis, os dados do conjunto MapBiomas foram reamostrados para resolução espacial de 1km.

As classes disponíveis na Coleção 6 do MapBiomas são, ao todo, 25 valores com cores e descrições correspondentes, pertencentes aos quatro níveis macro de tipos de cobertura do solo disponíveis convertidas neste estudo: floresta, agricultura, área não vegetada, e água (MAPBIOMAS, 2022). No presente estudo, as variações de cobertura verificadas para a bacia do Xingu foram reclassificadas para agrupamento em quatro classes de acordo com o sistema de classificação nível 1 compatível com a Organização das Nações Unidas (FAO) e Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE):

- I. **Formação Florestal:** floresta perene, com enclaves de savana, pastagens naturais e extensos mangues e águas superficiais, com quase 20% do bioma da área florestal desmatada;
- II. **Pasto:** dominadas por plantas anuais herbáceas, naturais ou plantadas, relacionadas com a atividade agropecuária;
- III. **Terras Agrícolas:** áreas predominantemente ocupadas por culturas anuais cultivadas/plantadas;
- IV. **Cerrado:** Mosaico de cerrado, campo e floresta, 50% da cobertura vegetal nativa já foi convertida (PPCerrado/Inpe).

Por essa razão, a fim de correlacionar estatisticamente os dados gerados a partir do produto ‘Mediana’ foram filtrados apenas os valores anuais de ETr, provenientes da agregação dos conjuntos MOD16A2, PML\_V2, Terra Climate, ERA5-Land, GLEAM\_v3.3a, FLUXCOM, SSEBop, FLDAS e ERA5-Land, nas máscaras de faixas de conversão de cobertura do solo, produzidas pelo MapBiomass: Floresta para Pasto; Floresta para Terra Agrícola; Cerrado para Pasto; Cerrado para Terra Agrícola.

Ainda, a fim de estimar corretamente o comportamento da evapotranspiração por período climatológico na bacia do Xingu, foram obtidos os dados de precipitação na bacia do Xingu no mesmo período (1985-2020) através do conjunto *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station Data* (CHIRPS), que incorpora imagens de satélite infravermelho do sistema *National Oceanic and Atmospheric Administration's* (NOAA) da *Geostationary Operational Environmental Satellite* (GOES), com dados de observações *in loco* de várias fontes, incluindo agências meteorológicas nacionais e organizações não-governamentais, na produção de séries temporais de chuva em grade (FUNK et al., 2015).

O conjunto de dados CHIRPS, disponível na plataforma do *Google Earth Engine*, é particularmente útil para regiões do mundo onde as observações de estações terrestres são escassas. Além das incorporações dos dados de estações *in loco* nas imagens, o conjunto também é sistematicamente corrigido em vieses, resultando em estimativas de precipitação mais precisas (FUNK et al., 2015; LIU et al., 2019).

No contexto dos conjuntos de dados utilizados no presente estudo, a Tabela 1 compila as informações apresentadas segundo as características de cada produto.

**Tabela 1** – Conjunto de dados e suas especificações para o cômputo da ET, precipitação e cobertura do solo

<i>Conjunto de Dados</i>	<i>Função</i>	<i>Resolução Temporal</i>	<i>Resolução Espacial</i>	<i>Período de dados</i>	<i>Fonte</i>
<b>Mediana</b>	Cômputo da evapotranspiração real	Mensal	1km	1985-2020	Presente Trabalho
<b>MapBiomass</b>	Cômputo da cobertura do solo	Anual	1km*	1985-2020	MAPBIOMAS, 2022
<b>CHIRPS</b>	Cômputo da precipitação	Mensal	5km	1981-presente	FUNK <i>et al.</i> , 2015

\*Reamostragem de 30m do produto original para 1km

### **Aplicação de métodos estatísticos para aferição da correlação**

Os métodos estatísticos utilizados para o tratamento dos dados no presente estudo corresponderam às análises gráficas do tipo diagrama de dispersão combinada, e para tanto foi utilizado o *software* STASTICA<sup>®</sup> em sua versão livre. Salienta-se que este procedimento foi escolhido pois permite a correlação entre variáveis numéricas contínuas e qualitativas, como é o presente caso, definindo-se a ET como a variável dependente e a cobertura do solo como independente. Cabe destacar, ainda, que os dados de evapotranspiração foram previamente submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk (SHAPIRO e WILK, 1965), garantindo resultados com intervalo de confiança de 90% na região considerada.

As análises gráficas são importantes para compreensão e melhor visualização dos dados do conjunto. Os diagramas de dispersão combinados consistem em análises que permitem a aferição do comportamento de determinada variável. Através desta aplicação é possível representar todo o conjunto de dados existentes, tendo como principal vantagem a representação de tais informações, facilitando assim a tomada de decisão. Dessa forma, foi possível estudar o comportamento tendencial anual da ET, obtidas em quatro faixas de conversão de cobertura do solo, entre 1985 a 2020:

1. Floresta para Terra Agrícola;
2. Floresta para Pasto;
3. Cerrado para Terra Agrícola;
4. Cerrado para Pasto.

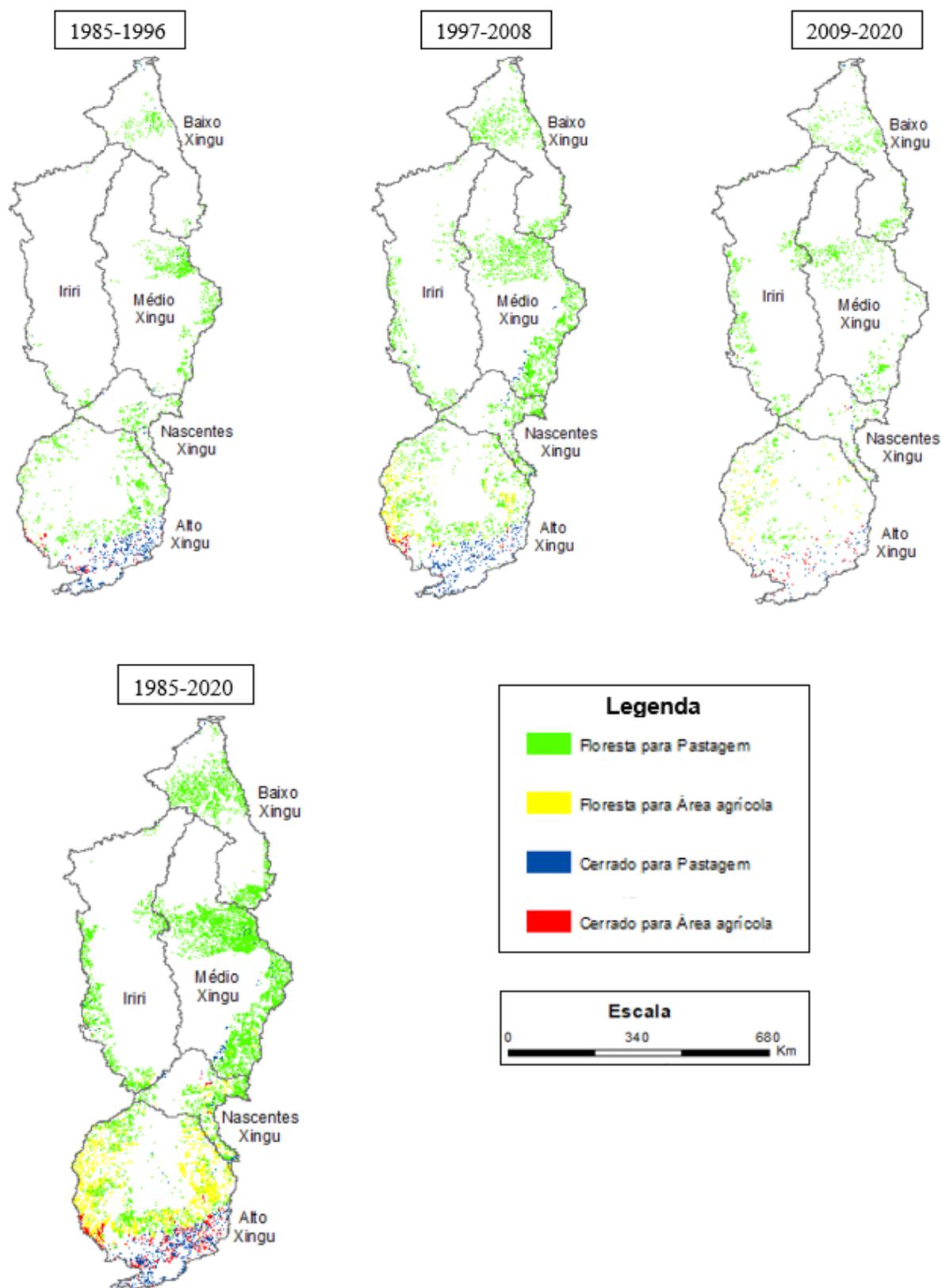
Em adição, a ET anual por faixa de conversão do uso do solo foi submetida ao teste não-paramétrico de Mann-Kendall (MANN, 1945; KENDALL, 1975), através do *software* ProUCL (EPA, 2015) largamente conceituado para aplicação em séries hidrológicas temporais, a fim de avaliar a tendência de variação da evapotranspiração real sob as transições na cobertura vegetal. Valores positivos do teste resultam em tendências crescentes, enquanto valores negativos correspondem a tendências decrescentes, sempre relacionadas ao nível de significância específica. Neste trabalho utilizou-se nível de significância de 95%.

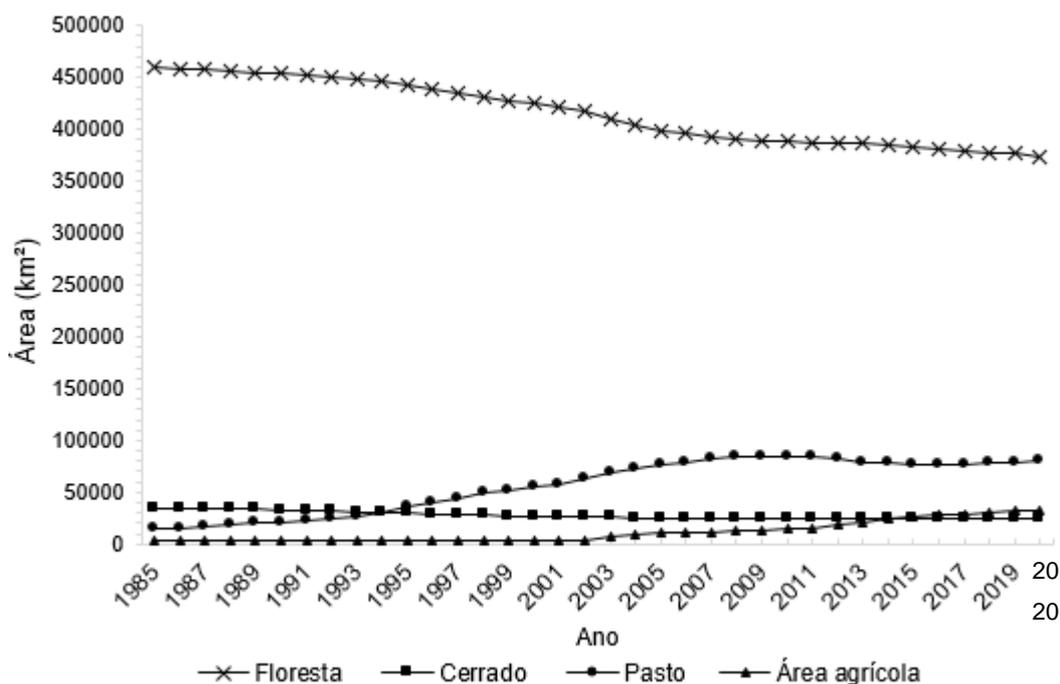
Por fim, a análise correspondente à taxa de crescimento anual foi aplicada aos valores de área de cada um dos tipos de uso e cobertura do solo, bem como aos dados correspondentes de evapotranspiração (em mm/mês), com vistas a caracterizar tendências a partir do comparativo entre os anos que compõe o período de 1985-2020. Para tanto, é necessário dividir o valor da variável em um ano, pelo seu valor base de comparação (correspondente ao ano anterior), definindo-se a porcentagem de variação dos dados - acréscimo, decréscimo, neutralidade (FORMAN, 1999).

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

É possível observar o comportamento do uso e cobertura do solo obtida através dos intervalos de conversão de culturas, por meio do processamento da Coleção 6 do MapBiomas, nas diferentes porções da Bacia do Xingu (Figura 3). A fim de complementar a interpretação da variação do uso e cobertura do solo na Bacia do Xingu, também verificou-se a área de contribuição das modificações ao longo do período de 1985-2020 para cada tipo de uso e cobertura do solo, conforme Figura 4, e junto à área total da bacia do Xingu nos extremos do período de estudo (Tabela 2).

**Figura 3** – Espacialização anual das mudanças no uso e cobertura do solo para a Bacia do Xingu no período 1985-2020



**Figura 4** – Variação dos usos e coberturas do solo na Bacia do Xingu no período de 1985-2020**Tabela 2** – Porcentagens de uso e cobertura do solo frente à área da bacia do Xingu no período de 1980-2020

<i>Classes de Uso e Cobertura do Solo</i>	<i>1985</i>		<i>2020</i>	
	Área (km²)	Porcentagem (%)	Área (km²)	Porcentagem (%)
Floresta	459.394	86,47	373.131	70,24
Cerrado	33.848	6,37	23.931	4,51
Pasto	14.590	2,75	81.092	15,26
Área Agrícola	3.589	0,68	32.846	6,18

Para dar início às avaliações, é válido destacar que os mapas apresentados na Figura 3 evidenciam os comportamentos do uso e cobertura do solo em cada sub-bacia componente. Observa-se que a porção do Alto Xingu possui forte concentração de conversão floresta-pastagem entre os anos de 1985 a 1996, com destaque para a conversão cerrado-pastagem em sua porção sul. A partir de 1997 até 2008, já são identificadas transições de floresta e cerrado para área agrícola. Pouco se observa de aumento nas transições entre 2009-2020, mas ainda é possível constatar a continuação da retirada da floresta e do cerrado para pastagem. Diferentemente de outras sub-bacias, o Alto Xingu é caracterizado por intenso cultivo de soja, criação de gado e extração madeireira, principais causas das transformações no solo

(MORTON et al., 2006; VELÁSQUEZ et al., 2010; LEITE et al., 2011; ISA, 2012; MACEDO et al., 2012). Convergindo pela proximidade geográfica e de características vegetais ao Alto Xingu, a sub-bacia Nascentes do Xingu apresenta comportamento semelhante nas transições do solo, com destaque no período completo à mudança de floresta para pastagem.

Em seguida, a segunda sub-bacia com maior transformação de uso e cobertura do solo corresponde ao Médio Xingu, região substancialmente representada pela Floresta Amazônica e vegetação de conversão do bioma Cerrado. Em todos os intervalos de 1985 a 2020 é possível observar a predominância da retirada da floresta para áreas de pastagem, assim como nas sub-bacias do Iriri e Baixo Xingu. Nessas regiões a criação de gado é muito forte, seguida pela plantação de cacau. Destaque-se apenas a porção do Baixo Xingu, que possui extrativismo de madeira intensa.

Destaca-se, em trechos centrais da bacia, a existência da união de algumas formações vegetais nativas dos dois biomas do Xingu, tais como a savana, tipicamente pertencente ao Cerrado, distribuída em locais característicos da Floresta Amazônica. Tal fato deve-se ao significativo grau de parentesco entre algumas espécies de vegetação dos biomas, seus gêneros e famílias, devido à localização em zona de conversão das formações (KUNZ et al., 2009). Nessas faixas, estudos sugerem que as florestas tropicais e savanas podem possuir valores próximos de evapotranspiração, uma vez que ambas se encontram limitadas ao mesmo clima e disponibilidade hídrica (RODRIGUES et al., 2014).

Enquanto a Tabela 2 fornece a porcentagem de uso e cobertura do solo na bacia do Xingu nos anos extremos do período (1985-2020), a Figura 4 apresenta o comportamento da evolução do uso e cobertura do solo das classes Floresta, Pasto, Cerrado e Área Agrícola. É possível constatar que a classe floresta corresponde a maior abrangência territorial da bacia, no entanto, houve declínio de 16,23% ao longo do período analisado. Embora haja a conversão de cerrado para áreas de pastagens ou agrícolas, sua queda é substancialmente menor se comparado às florestas (-1,86%), com início no ano de 1991. Em contrapartida, o aumento de pastagens no Xingu, desde 1987, correspondem a cerca de +12,51%, enquanto o aumento das áreas agrícolas foi mais significativo a partir de 2003, chegando a +5,5%.

Adicionalmente, o presente estudo evidencia que, no período de 30 anos (1985-2020), a variação do uso e cobertura do solo na bacia do Xingu tem origem substancial nas características econômicas da região. A supressão de áreas de florestas podem estar

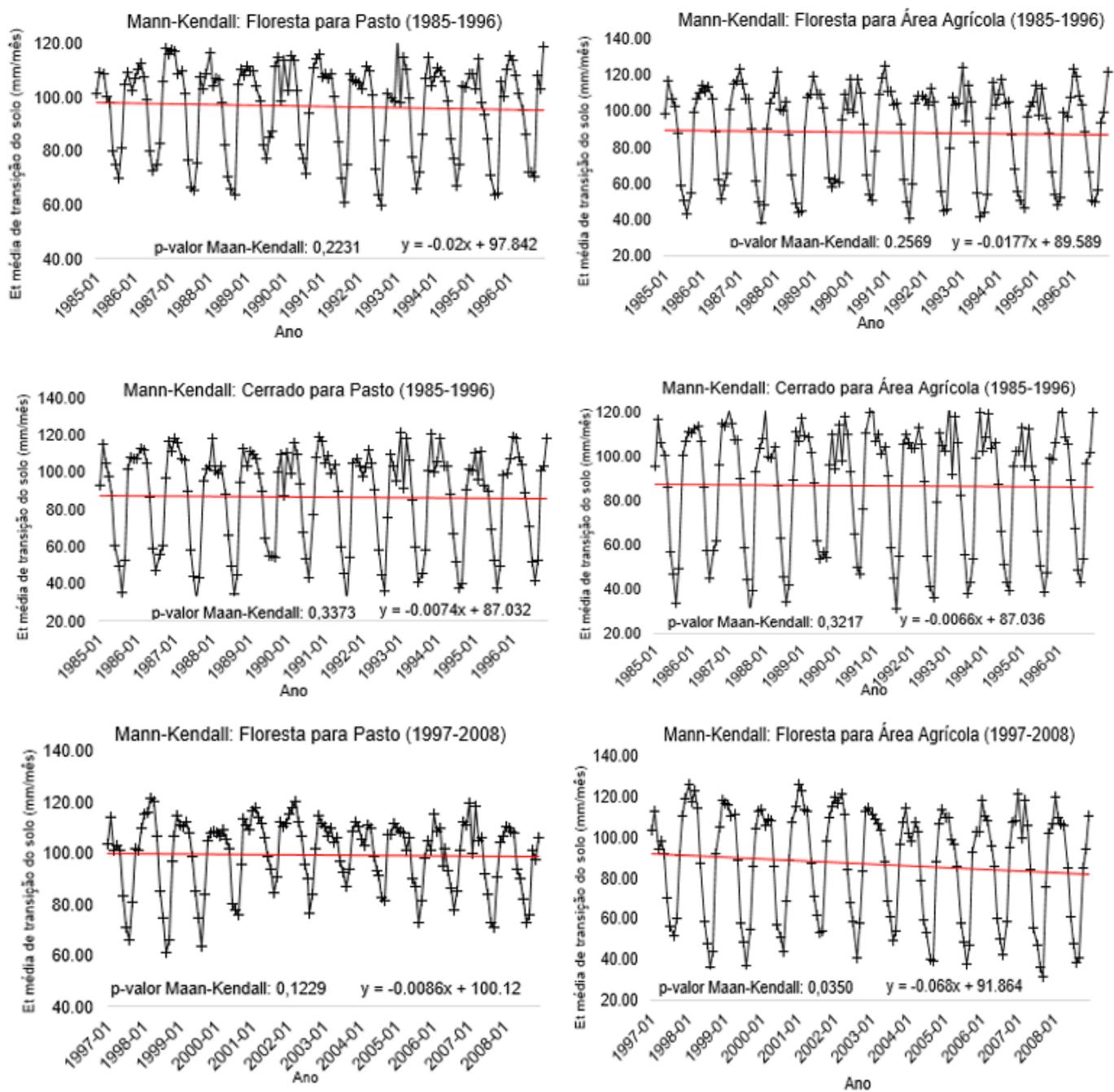
relacionadas com o aumento das áreas de pastagens destinadas a criação de gado e das áreas destinadas ao plantio de culturas agrícolas como a soja (ISA, 2012; SANTOS et al., 2019).

Conforme demonstrado por FU *et al.* (2013), a conversão dos biomas Amazônia e Cerrado em áreas de pastagem ou cultivos agrícolas afeta a taxa de infiltração de água do solo, a evapotranspiração real, e favorece o escoamento superficial, gerando processos erosivos e assoreamento da calha de cursos d'água. Na região amazônica, o desmatamento e as substituições da cobertura vegetal por novos usos do solo possuem forte influência sobre as variáveis climáticas do ciclo hidrológico. Especificamente entre 2000-2010, a conversão da vegetação em áreas de pastagens e terras agrícolas resultou em mudança do fracionamento de calor latente para fluxos de calor sensível e diminuição da radiação líquida da superfície, que refletiram no acréscimo de ET (BLUNDEN, ARNDT, 2013).

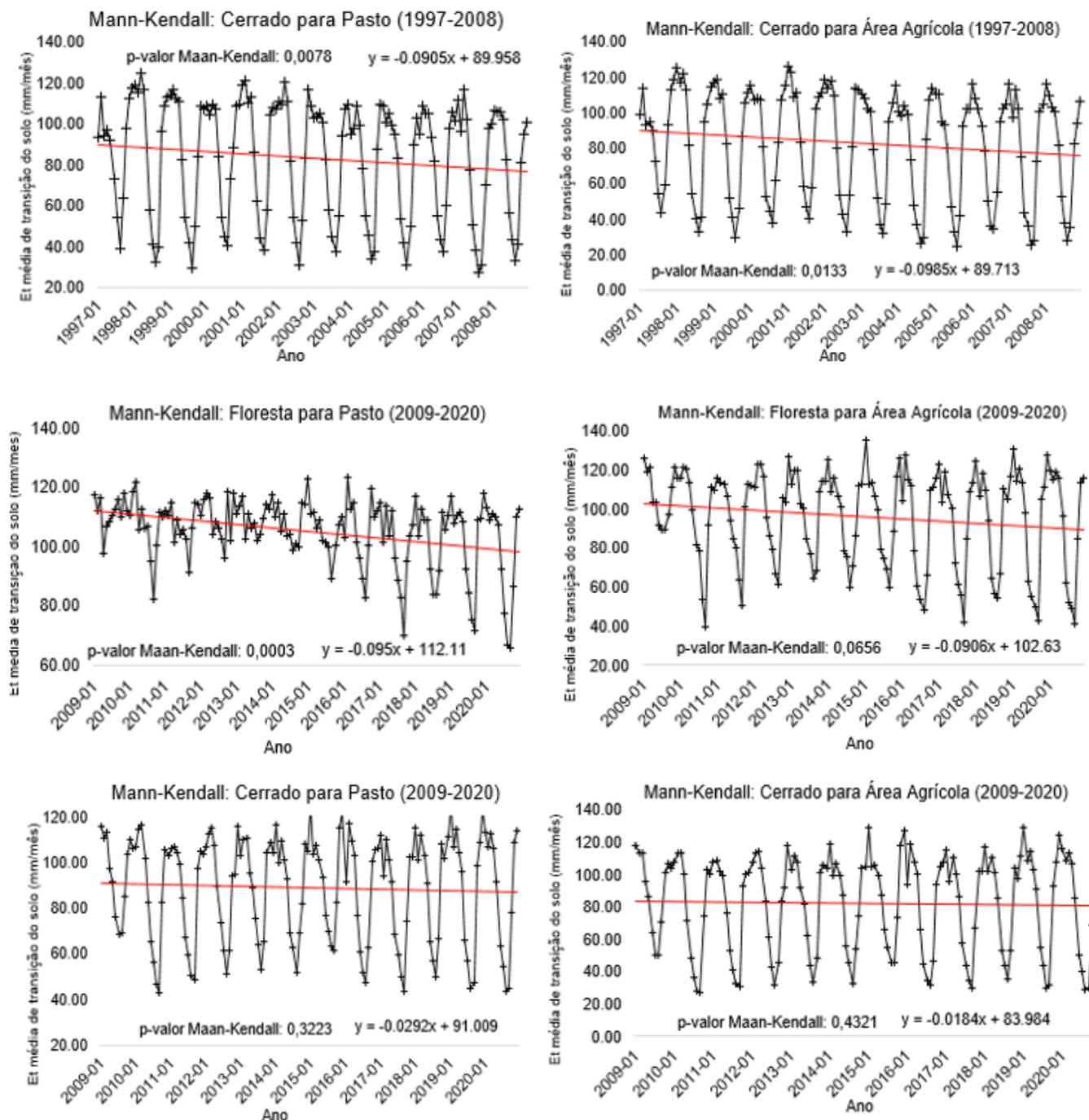
A utilização dos dados de evapotranspiração é válida para identificar o comportamento da cobertura vegetal, uma vez que a ET na estação seca se caracteriza como bom indicador de áreas desmatadas (FOHRER et al., 2001; YANG et al., 2012). Ao mesmo tempo, deve-se ponderar que, embora existam variados produtos de sensores remotos capazes de estimar a ET, a resolução espacial destes, em geral moderada à baixa, como o caso do presente trabalho (1km), promove certa limitação na comparação entre os fatores, já que afeta diretamente no detalhamento da superfície, principalmente em áreas de conversão (TRAMBAUER et al., 2014).

A Figura 5 apresenta os comportamentos da evapotranspiração de longo termo mensal para cada uma das transições de uso e cobertura do solo, no período total de 1985-2020 na bacia do Xingu, através do teste de tendência de Mann-Kendall.

**Figura 5** – Comportamento tendencial da evapotranspiração real por conversão de uso do solo no período de 1985-2020



**Figura 5 (Continuação)** – Comportamento tendencial da evapotranspiração real por conversão de uso do solo no período de 1985-2020



De acordo com os gráficos da Figura 6, é possível obter a partir da inclinação da reta de tendência a variação média mensal da evapotranspiração em cada período trabalhado, de acordo com a conversão do solo. Nesse sentido, observa-se que a maior variação correspondeu à mudança ‘floresta para pasto’, que reportou tendência de decréscimo de 0,095 mm/mês entre 2009-2020, com nível de significância de 95%. Em seguida, a conversão

‘cerrado para pasto’ apresenta a segunda maior tendência de decréscimo da ET (0,090 mm/mês entre 2009-2020).

De maneira geral, averigua-se pelo coeficiente angular das equações das retas de cada gráfico que as transições de uso do solo provocam tendência de diminuição mensal da ET em todos os intervalos temporais, corroborando o afirmado por Tucci e Clarke (1997): à medida que ocorre a retirada da cobertura vegetal, a ET média tende a ser reduzida. Vale destacar que a evapotranspiração depende do ciclo e da variação da cultura, em razão das significativas variações de crescimento e tempo que cada plantio possui, desde o momento em que o solo se encontra descoberto até a desenvoltura total (RUHOFF, 2011).

Destaca-se que os gráficos da evapotranspiração de conversão de ‘floresta para pasto’ (1985-1996; 1997-2008), ‘floresta para área agrícola’ (1985-1996), ‘cerrado para pasto’ (1985-1996; 2009-2020), e ‘cerrado para área agrícola’ (1985-1996; 2009-2020) possuem p-valor maior que 0,05, tornando a tendência evidenciada para a ET estatisticamente não significativa (MANN, 1945; KENDALL, 1975). Entretanto, é válido ressaltar que nos períodos abordados neste estudo, as maiores variações são registradas na conversão de floresta para pasto e/ou área agrícola, corroborando as demais estatísticas apresentadas, haja vista a ocupação em área representada por essa tipologia.

A conversão de vegetação nativa em pastagens ou áreas de cultivo agrícola tem influência direta na sazonalidade dos rios, favorecendo o potencial de modificador da hidroclimatologia da bacia do rio Xingu (MERTENS, et al., 2002; PANDAY, et al., 2015). Segundo diversos estudos, a substituição da vegetação nativa por outras coberturas de terra aumenta a produção de água nas bacias, interferindo no ciclo hidrológico em saldo positivo (BOSCH, HEWLETT, 1982; BRUIJNZEEL, 1990; SAHIN, HALL, 1996; BROWN et al., 2005; HAYHOE et al., 2011; DIAS et al., 2015).

No caso da Bacia do Xingu, que possui a presença de dois biomas com características bem distintas nas porções norte e sul de sua extensão latitudinal, respectivamente Amazônia e Cerrado, a distribuição da precipitação ao longo do ano estabelecerá a disponibilidade da água para evapotranspirar. De acordo com o estudo de Mahrt *et al.* (2001), a evapotranspiração também é diretamente proporcional ao saldo de radiação solar, uma vez que é influenciada pela energia luminosa que atua no controle de fechamento e abertura dos estômatos presentes na vegetação foliar. Nesse contexto, solos com cobertura vegetal possuem consideráveis valores de evapotranspiração.

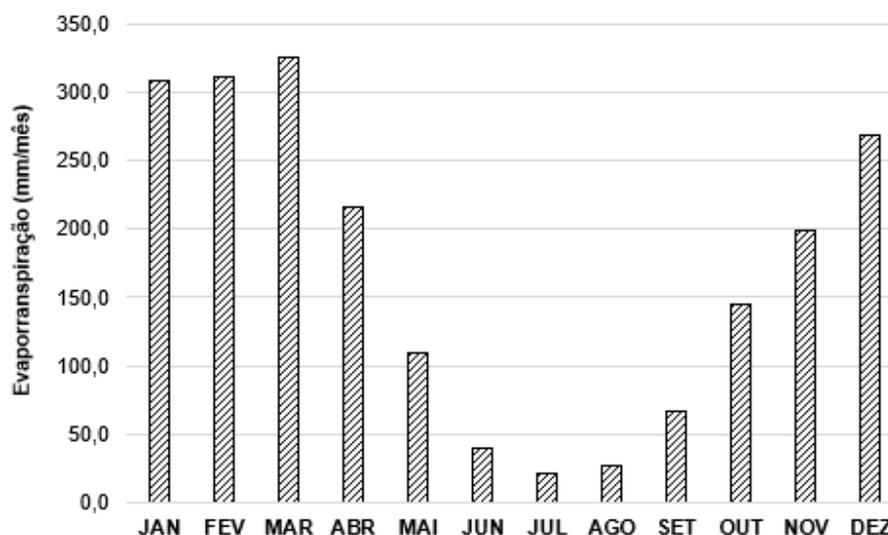
De maneira geral, as tendências expostas na Figura 5 expressam o abordado no estudo de Calder (1988): os maiores valores de evapotranspiração coincidem com as coberturas do solo de maior porte, uma vez que possuem sistema radicular mais desenvolvido, e permitem um aumento na transferência de vapor d'água devido à superfície rugosa de suas copas (durante a estação chuvosa).

Entretanto, embora as florestas detenham, por suas características nativas, maiores índices de evapotranspiração média, de acordo com os estudos de Spera *et al.* (2016) realizados no Cerrado, durante o maior período da estação chuvosa, representada pelos meses de dezembro a maio no bioma, as áreas de cultivos de soja, expressivas na bacia do Xingu, podem retornar valores de evapotranspiração superiores àqueles averiguados na vegetação nativa, em razão do tipo de manutenção das culturas, retornando maiores índices de ET para terras agrícolas em relação às florestas.

Conforme abordado por Giambelluca *et al.* (2003), o comportamento espacial e a intensidade da evapotranspiração em fragmentos de florestas nas grandes bacias possuem influência direta das condições de desmatamento das áreas ao entorno, diferentemente do caso de bacias pequenas, uma vez que não apresentam variedade de tipos de uso da terra associada à intensas mudanças temporais.

Com vistas a avaliar o comportamento da evapotranspiração a partir das estações hidroclimatológicas marcadas na bacia em função da média, foram obtidos dados de precipitação, através do satélite CHIRPS, para a bacia do Xingu no mesmo período de estudo: 1985-2020 (Figura 6).

**Figura 6** – Média de longo termo mensal da precipitação na bacia do Xingu para o período de 1985-2020



De início, o gráfico da Figura 6 corrobora as discussões anteriores: para a presente bacia, predominantemente ocupada por florestas, a evapotranspiração é proporcional ao índice pluviométrico. Na porção do estado do Mato Grosso, o Cerrado possui precipitações concentradas durante a estação quente e úmida: o verão. Nesse sentido, tal região tende a menores índices de evapotranspiração, uma vez que a ET potencial é menor, juntamente com as diferenças provocadas pelo desmatamento. Em contrapartida, a porção da Floresta Amazônica no Xingu, localizada no estado do Pará, possui precipitação bem distribuída ao longo de todo ano, com índices ainda mais expressivos no verão. Por essa razão, a retirada da cobertura vegetal tende a gerar impactos mais significativos na evapotranspiração, uma vez que no período em que a ET potencial está acentuada, existe maior disponibilidade de água no solo (TUCCI, CLARKE, 1997). Embora existam parcelas bem definidas em ambos os biomas, a faixa de vegetação de conversão ocupa grande parte da bacia, fator que influencia consideravelmente os valores médio de evapotranspiração na região (KUNZ et al., 2009).

É importante salientar o decréscimo de ET no ano de 2005, seguido em 2010, 2015 e 2016, observado na bacia do Xingu, conforme convergem os dados da Figura 5. Em 2005, a Amazônia brasileira sofreu com níveis muito baixos de precipitação, causados pela junção dos fenômenos El Niño e dipolo positivo no Atlântico tropical Norte, afetando a formação de nuvens, e consequente regime de chuvas, com intensificação pelas queimadas persistentes na região (MARENGO et al., 2008; TOMASELLA, MARENGO, 2011). Em contrapartida, no ano de 2010 Marengo *et al.* (2011) afirmam ter havido acentuada intensificação na seca, em razão do início do verão austral durante o El Niño, somado ao aquecimento no Atlântico Norte tropical (BROWN et al., 2011; SAATCHI et al., 2013). Entretanto, é possível observar que em 2010 as variações de ET na tipologia de ‘florestas’ não sofreram diminuição. Este fenômeno pode ser explicado em razão do armazenamento de água no solo, proveniente de estações chuvosas, que mesmo em épocas de secas, são capazes de manter índices elevados de evapotranspiração ao longo do intervalo (MALHI et al., 2002; ZELAZOWSKI et al., 2011).

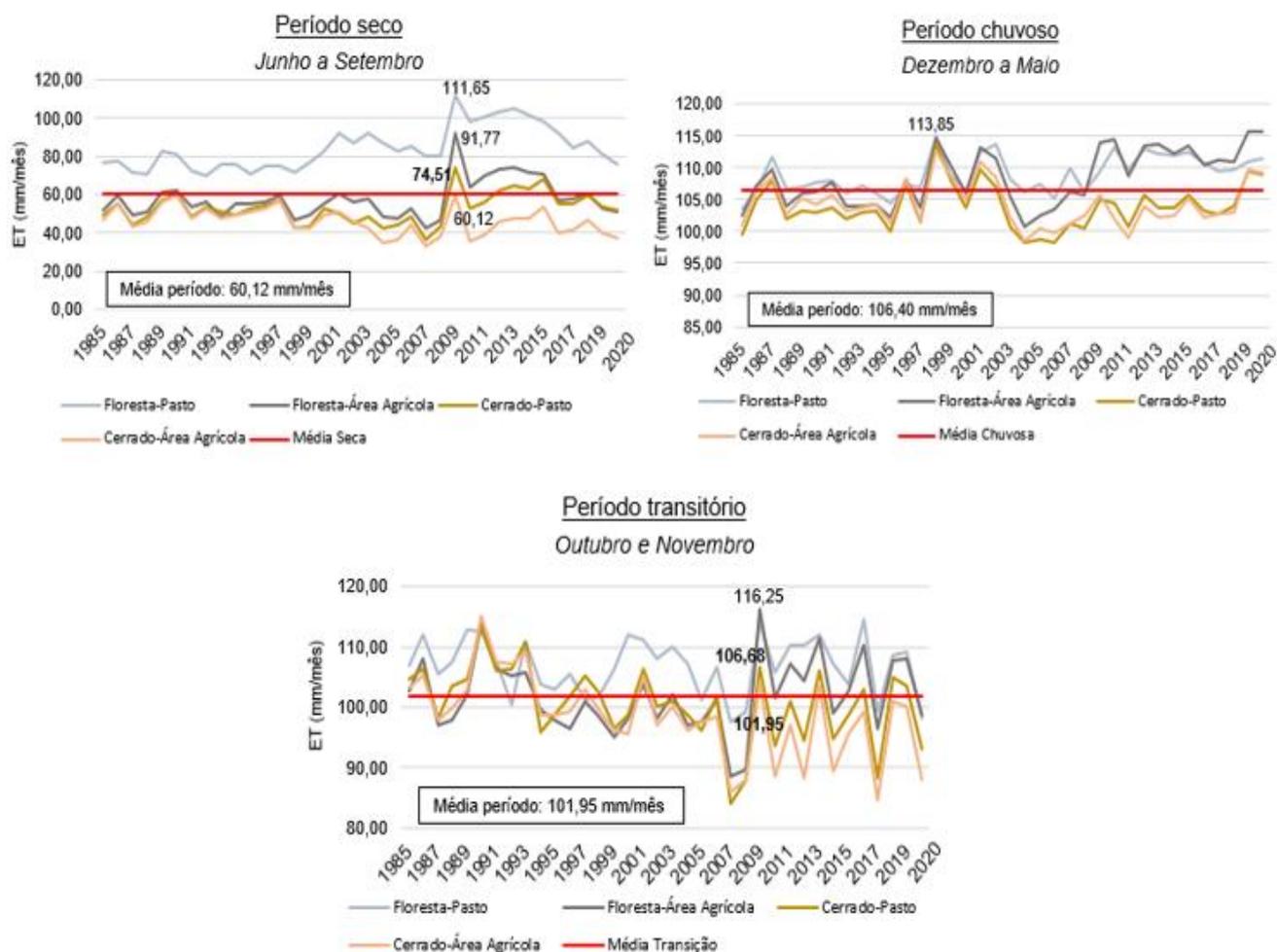
Ainda em 2005, aliada à seca severa na Amazônia no mesmo ano, houve grande pico de desmatamento na região, refletindo em mudanças cumulativas no balanço hídrico (PANDAY et al., 2015). Já no período 2009-2010, as taxas de precipitação em toda a bacia do Xingu tiveram aumento superior às normais climatológicas da região em razão da ocorrência de cheia causada pelo resfriamento da Temperatura da Superfície do Atlântico Norte (SILVA et al., 2019), o que provocou aumento na ET de conversão conforme apresenta a Figura 5.

Com relação à seca na bacia do Xingu entre 2015 e 2016, causada por El Niño moderado à forte, vinculado ao Dipolo Atlântico Intertropical, provocou diminuição expressiva na precipitação e vazão na região, fator que interfere no saldo de evapotranspiração, haja vista que o clima na bacia é fortemente influenciado pelos fenômenos dos Oceanos Atlântico e Pacífico (CPRM, 2018).

A análise anterior tem intrínseca relação com o Arco do Desmatamento, região que se estende do oeste do Maranhão e sul do Pará em direção a oeste, perpassando por Mato Grosso, Rondônia e Acre, contemplando o centro-sul da bacia do Xingu. Corroborando o afirmado, o Xingu compõe uma das bacias da Amazônia brasileira mais impactadas nos últimos 50 anos, originados primordialmente pelo desmatamento para expansão agropecuária e construção de grandes obras (ISA, 2016).

Seguindo o contexto, a Figura 7 apresenta os gráficos relativos aos períodos de dezembro a maio, marcado pela estação chuvosa; de junho a setembro, representando a estação seca; e a estação de conversão entre outubro e novembro (LUCAS et al., 2006).

**Figura 7** – Comportamento da evapotranspiração real por conversão de uso e cobertura do solo em função das estações hidroclimatológicas no período de 1985-2020



Conforme mostram os gráficos da Figura 7, é possível perceber que durante o período seco, apenas a conversão de floresta para pasto apresentou todos os valores de evapotranspiração acima da média. Ainda, os dados do período seco pouco divergiram das estimativas da ET para o período chuvoso, indicando que mesmo em estações climatológicas opostas, a conversão das florestas em pastagens ainda produz altos índices de ET em razão das características radiculares da vegetação nativa, capazes de armazenar água por longos intervalos de tempo (MAEDA et al., 2017), e do controle estomático do ciclo sazonal da evapotranspiração (COSTA et al., 2010).

Importante salientar que a bacia do Xingu apresenta ciclo sazonal muito forte, alinhada de forma síncrona com a precipitação. Dessa forma, averigua-se no gráfico da estação transitória, correspondente à fase de passagem da estação seca para a chuvosa, que a evapotranspiração atinge seu pico máximo entre outubro e novembro. Esse fato pode ser corroborado pois há

aumento considerável da ET na segunda metade da estação seca e no início da estação chuvosa, conforme também constatou o trabalho de Sun *et al.* (2019).

É possível observar que nos três períodos as conversões de floresta-área agrícola e cerrado-área agrícola apresentaram curvas de variação com comportamento muito próximos, haja vista que essas alterações da cobertura vegetal alteram a dinâmica do solo, mas a demanda hidrológica das culturas plantadas, principalmente a soja na bacia do Xingu, promove pequenas flutuações extremas na evapotranspiração pois comporta-se de acordo com a restrição de água no solo (ALVES, 2020).

## CONCLUSÕES

Para as 4 classes de cobertura do solo analisadas através da coleção 6 do MapBiomas, foi possível associá-las à ET no período de 1985-2020, estimada pelo produto criado neste trabalho: ‘Mediana’. A maior área de cobertura em todo o período corresponde à floresta, sendo também a única que possuiu declínio acentuado em área (cerca de 16,23% de diminuição). Em contrapartida, foi registrado elevado aumento no surgimento de pastagens no Xingu, a partir de 1987, na ordem de +12,51%, enquanto o crescimento das áreas agrícolas teve ascensão a partir de 2003, chegando a +5,5%. A sub-bacia Alto Xingu foi a única a apresentar crescimento expressivo das transições ‘cerrado-pastagem’, ‘cerrado-área agrícola’ e ‘floresta-área agrícola’, enquanto as demais concentram transformações de florestas em pastagens.

As maiores variações constatadas na evapotranspiração corresponderam às mudanças ‘floresta para pasto’, que reportou tendência de decréscimo de 0,095 mm/mês, e ‘cerrado para pasto’ com a segunda maior tendência de decréscimo da ET igual a 0,090 mm/mês, ambas entre 2009-2020. O pico máximo da ET ocorre durante a estação de conversão, precedido de acréscimo na segunda metade da estação seca, seguindo o início da estação chuvosa.

## REFERÊNCIAS

ALVES, E. S. Evapotranspiração da cultura de soja: Modelagem e avaliação da evaporação direta da água do solo. **Tese (Doutorado)** - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 85f., 2020.

ASSIS, J. M. O.; CALADO, L. O.; SOUZA, W. M.; SOBRAL, M. D. Mapeamento de uso e ocupação do solo no município de Belém de São Francisco – PE nos anos de 1985 e 2010. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v.07, n.5, p.859-970, 2014.

AZAMBUJA, A. M. S. **Climatologia da Precipitação na Bacia Hidrográfica do Rio Xingu**. Belém: CPRM - Serviço Geológico do Brasil, 2018. Disponível em: <[http://www.cprm.gov.br/sace/conteudo/xingu\\_artigos/climatologia\\_xingu.pdf](http://www.cprm.gov.br/sace/conteudo/xingu_artigos/climatologia_xingu.pdf)>. Acesso em: 20 mai. 2022.

BIUDES, M.S.; VOURLITIS, G.L.; MACHADO, N.G.; DE ARRUDA, P.H.Z.; NEVES, G.A.R.; LOBO, F. DE A.; NEALE, C.M.U.; SOUZA, J. N. Patterns of energy exchange for tropical ecosystems across a climate gradient in Mato Grosso, Brazil. **Agric. P. Meteorol.** v. 202, p. 112-124, 2015.

BLUNDEN, J., ARNDT, D.S. State of the Climate in 2012. **Bull. Am. Meteorol. Soc.** 94, S1–S258. 2013.

BOLSON, A. A. Avaliação da concentração de carbono orgânico em função do uso do solo no bioma Pampa. 42f. **Trabalho de Conclusão de Curso**. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2023.

BONAN, G.B.; POLLARD, D.; THOPSOM, S.L. Effects of boreal forest vegetation on global climate. **Nature**, v. 359, p.716-718, 1992.

BOSCH, JM, HEWLETT, JD. A review of abstraction experiments to determine the effect of vegetation changes on water production and evapotranspiration. **J. Hydrol.** v. 55, p. 3-23, 1982.

BROWN, A.E.; ZHANG, L.; MCMAHON, T.A.A.W.; VERTESSY, R.A. Review of paired catchment studies to determine changes in water resulting from changes in vegetation. **J. Hydrol.**, v. 310, p. 28-61, 2005.

BROWN, F.; SANTOS, G. P.; PIRES, F. F.; da COSTA, C. B. Brazil: Drought and Fire Response in the Amazon. **World Resources Report Case Study**: Washington DC, 2011.

BRUIJNZEEL, L. A. **Rainforest hydrology and the effects of conversion**: a review of the state of knowledge. UNESCO, Paris, 1990.

BRUIJNZEEL, L. A. Predicting the hydrological impacts of tropical forest conversion: The need for integrated research. **Encyclopedia of Hydrological Sciences**. John Wiley & Sons, Ltd, 1996.

CALDER I.R. **Water-resources and Land-Use issues Sri Lanka**. Sri Lanka International Water Management Institute. 33p. (Technical Report). 1998.

CHENG J.D., LIN L.L., LU H. S. Influence of forests on water flows from headwater watersheds in Taiwan. **Forest Ecology and Management**, v. 165, p. 11-28, 2002.

COE, M. T. *et al.* Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south-southeastern Amazonia. **Phil. Trans. R. Soc. B.**, v. 368, p. 1-9, 2013.

COSTA, M. H.; FOLEY, J. A. Combined effects of deforestation and doubled atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations on the climate of Amazonia, **Journal of Climate**, v.13, n.1, p.18-34, 2000.

COSTA, M. H.; YANAGI, S. N. M.; SOUZA, P. J. O. P.; RIBEIRO, A.; ROCHA, E. J. P. Climate change in Amazonia caused by soybean cropland expansion, as compared to caused by pastureland expansion. **Geophysical Research Letters**, v. 34, L07706, 2007.

COSTA, MH, BIAJOLI, MC, SANCHES, L., MALHADO, ACM, HUTYRA, LR, DAROCHA, HR, AGUIAR, RG, DE ARAÚJO, AC. Atmospheric versus vegetation controls from Amazonian rainforest evapotranspiration: are wet and seasonally dry forests different? **J. Geophys. Res. Biogeosci.** v. 115, p. 1-9, 2010.

CUNHA, Z. A. Avaliação dos impactos de cenários de mudanças no uso do solo na hidrologia da bacia hidrográfica do rio Xingu. **Dissertação (Mestrado)** - Universidade Federal de Pelotas, Rio Grande do Sul, 129f., 2021.

DA ROCHA, H. R. *et al.* Patterns of water and heat flux across a biome gradient from tropical forest to savanna in Brazil. **Journal of Geophysical Research**, v.114, n. G00B12, p.1-8, 2009.

DAVIDSON, E. A. *et al.* The Amazon basin in transition. **Nature**, v. 481, p. 321- 328. 2012.

DEMATTE, J.L.I.; DEMATTE, J.A.M. Comparações entre as propriedades químicas de solos das regiões da floresta Amazônica e do Cerrado do Brasil Central. **Scientia Agricola**. v. 50, p. 272–286, 1993.

DIAS, L. C. P.; MACEDO, M. N.; COSTA, M. H.; COE, M. T.; NEILL, C. Effects of land cover change on evapotranspiration and small basin flow reservoirs in the Upper Xingu River Basin, Brazil Central. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 4, p. 108–122, 2015.

DICKINSON, R. E.; HENDERSON-SELLERS, A. Modelling tropical deforestation: A study of GCM land-surface parametrizations. **Royal Meteorological Society**, v. 114, n. 480, p. 439-462, 1988.

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, 38 (2): 201-341, 1972.

EPA - Environmental Protection Agency. **ProUCL Version 5.1.002: Technical Guide, Statistical Software for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetect Observations**. Prepared by the Office of Research and Development. Publication n° EPA/600/R-07/041. Washington, DC. 2015.

FILHO, A. C. P. *et al.* Análise da variação da cobertura do solo no Pantanal de 2003 a 2010 através de sensoriamento remoto. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 19, 2014.

FOHRER, N.; HAVERKAMP, S.; ECKHARDT, K.; FREDE, H. G. Hydrologic Response to Land Use Changes on the Catchment Scale. **Phys. Chem. Earth**, v. 26, p. 577-582, 2001.

FORMAN, R.T. **Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions**. 5ª ed. Cambridge University Press: Cambridge. 1999.

FRIEDL, M., SULLA-MENASHE, D. **MCD12Q1 MODIS/Terra+Aqua Land Cover Type Yearly L3 Global 500m SIN Grid V006** [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. 2019.

FU, R.; YIN, L.; LI, W.; ARIAS, P.A.; DICKINSON, R. E.; HUANG, L.; CHAKRABORTY, S.; FERNANDES, K.; LIEBMANN, B.; FISHER, R.; MYNENI, R. B. Increased dry-season length over southern Amazonia in recent decades and its implication for future climate. **PNAS**, v. 110, p. 18110-18115, 2013.

FUNK, C.; PETERSON, P.; LANDSFELD, M. *et al.* The climate hazards infrared precipitation with stations - a new environmental record for monitoring extremes. **Sci Data**, v. 2, 2015.

GALINA, A. B. *et al.* Dinâmica multitemporal da cobertura e uso do solo do estado de Sergipe. **Scientia Plena**, v. 18, n. 6, 2022.

GASH, J.H.C.; NOBRE, C.A.; ROBERTS, M.J.; VICTORIA, R.L. **Amazonian deforestation and climate**. Chichester: John Wiley, 1996. 611 p.

GRAYSON, R.B.; BLÖSCHL, G. **Spatial patterns in catchment hydrology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1 ed., 404 p., 2000.

GERMER, S.; NEILL, C.; VETTER, T.; CHAVES, J.; KRUSCHE, A.V.; ELSENBEER, H. Implications of long-term land-use change for the hydrology and solute budgets in small catchments in Amazonia, **Journal of Hydrology**, v. 364, p. 349-363, 2009.

GIAMBELLUCA, T. W.; ZIEGLER, A. D.; NULLET, M. A.; TRUONG, D. M. AND TRAN, L. T. Transpiration in a small tropical forest patch. **Agric. For. Met.**, v. 117, n. 122, 2003.

GRIFFITHS, P. et al. Reconstruindo a dinâmica do desmatamento anual de longo prazo no Pará e Mato Grosso usando o arquivo Landsat. **Sensoriamento Remoto do Meio Ambiente**, v. 216, pp. 497-513, 2018.

GUPTILL, S. C e MORRISON, J.L. Elements of Spatial Data Quality. **Elsevier Sci.**, U.K. 78p. II. 1995.

HAYHOE, S.J.; NEILL C.; PORDER, S.; McHORNEY, R.; LEFEBVRE, P.; COE, M.T.; ELSENBEER, H.; KRUSCHE, A.V. Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. **Global Change Biology**, n. 17, p. 1821-1833, 2011.

HODNETT, M. G. L. et al. Seasonal soil water storage changes beneath central Amazonian rainforest and pasture. **J. Hydrol.**, v. 170, p. 233–254. 1995.

ISA. Instituto Socioambiental. **De olho na Bacia do Xingu**. Série Cartô Brasil Socioambiental vol. 05. 2012.

ISA. Instituto Socioambiental. **De olho no Xingu: Histórico de desmatamento e tendências atuais**. Série Cartô Brasil Socioambiental. Parte I, 2016.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Monitoramento da Floresta**. São José dos Campos, 2015.

JIPP, P.H.; NEPSTAD, D.C.; CASSEL, D.K.; DE CARVALHO, C.R. Deep soil moisture storage and transpiration in forests and pastures of seasonally dry Amazônia. **Climatic Change**, v. 39, p. 395-412, 1998.

KAMPSTRA P. Beanplot: A boxplot alternative for visual comparison of distributions. *J Statistical Software*. 28: 1-9; 2008.

KENDALL, M.G. **Rank Correlation Methods**. 4<sup>a</sup> ed. London: Charles Griffin; 1975.

KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G. Past and current human occupation, and land use. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. The Cerrado of Brazil: ecology and natural history of a neotropical Savanna. **New York: Columbia University Press**, p. 69-88, 2002.

KOHLER, M. R.; BAMPI, A. C.; SILVA, C. A. F. da; ARANTES, A.; GASPAR, W. J. Desmatamento na Amazônia brasileira sob a ótica da pecuária: a degradação dos recursos hídricos no contexto da região norte do Mato Grosso. **Investigação, Sociedade e Desenvolvimento**, v. 10, n. 11, 2021.

KUCHLER, P. C.; SIMÕES, M.; BEGUÉ, A.; FERRAZ, R. P. D.; ARVOR, D. Sensoriamento remoto e análise espacial: uma contribuição para o mapeamento dos sistemas integrados de produção agropecuária. In: TULLIO, L. (Org.). Aplicações e princípios do sensoriamento remoto 3. Ponta Grossa: Atena, cap. 1, p. 1-10, 2019.

KUNZ, S. H.; IVANAUSKAS, N. M.; MARTINS, S. V.; SILVA, E.; STEFANELLO, D. Análise da semelhança florística entre as florestas do Alto Rio Xingu, da Bacia Amazônica e do Planalto Central. **Revista Brasil. Bot.**, v.32, n.4, p.725-736, 2009.

LEITE, C.C.; COSTA, M.H.; DE LIMA, C.A.; RIBEIRO, C.A.; SEDIYAMA, G.C. HISTORICAL reconstruction of land use in the Brazilian Amazon (1940-1995) **Journal of Land Use Science**, v. 6, p. 33-52, 2011.

LIMA W.P. **Impacto ambiental do eucalipto**. São Paulo, EDUSP, 302 p. 1993.

LIU, D. *et al.* Evaluation and comparison of CHIRPS and MSWEP daily-precipitation products in the Qinghai-Tibet Plateau during the period of 1981-2015. **Atmos. Res.**, v. 230, 2019.

LOPES, T. R. et al. Utilização do modelo swat para verificação da influência do desmatamento na evapotranspiração. In: Jornada Científica Da Embrapa Agrossilvipastoril, 5., 2016, Sinop. **Anais...**, MT: Embrapa, p. 52-56. 2017.

LUCAS, E. W. M.; SOUSA, F. A. S.; MENEZES, R. H. N.; COSTA, R. F.; OLIVEIRA, L. L.; BARRETO, N. J. C. Variação espacial e temporal da precipitação na bacia hidrográfica do Xingu, Pará. In: **Congresso Brasileiro De Meteorologia**, 13, Florianópolis. Anais...2006.

LUCAS, E. W. M. *et al.* Trends in climate extreme indices assessed in the Xingu river basin - Brazilian Amazon. **Weather and Climate Extremes**, v. 31, 2021.

MACEDO, F. L.; SILVA, H. R.; ROMERO, C. W. S.; RODRIGUES, R. A. F.; MARQUES, A. P. Determinação da evapotranspiração real diária em diferentes usos e ocupação do solo. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.09, n.05, p. 1529-1542, 2016.

MALHI, Y.; PEGORARO, E.; NOBRE, A. D.; PEREIRA, M. G. P.; GRACE, J.; CULF, A. D.; CLEMENT, B. Energy and water dynamics of a central Amazonian rain forest. **J. Geophys. Res.**, v. 107, 2002.

MANN, H.B. **Non-parametric tests against trend**. *Econometria*. 1945. v. 13. pr, v. 246, 1945.

MAPBIOMAS. (org.). **MapBiomass General “Handbook”**: Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD) - Collection 6. 2022. Disponível em: <[https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/Metodologia/ATBD\\_Collection\\_6\\_v1\\_January\\_2022.pdf](https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/Metodologia/ATBD_Collection_6_v1_January_2022.pdf)>. Acesso em: 30 mar. 2022.

MARENGO J. A.; NOBRE. C.; TOMASELLA, J.; OYAMA, M.; OLIVEIRA, G. S.; OLIVEIRA, R.; CAMARGO, H.; ALVES, L. M.; BROWN, I. F. The drought of Amazônia in 2005. **Journal of Climate**, n. 21, p. 495-516, 2008.

MARENGO, J. A.; TOMASELLA, J.; ALVES, L. M.; SOARES. W. R.; RODRIGUEZ, D. A. The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. **Geophysical Research Letters**, v. 38, p. 1-5, 2011.

MEIXNER, F.X.; EUGSTER, W. Effects of landscape pattern and topography in emissions and transport. In: TENHUNEN, J.D.; KABAR, P. (Ed.). **Integrating hydrology, ecosystem**

- dynamics, and biogeochemistry in complex landscapes**. New York: Wiley, p. 147- 175. 1999.
- MIRALLES, G., et al. The WACMOS-ET project – part 2: evaluation of global terrestrial evaporation data sets. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 20, p. 823–842, 2016.
- MORAES, J. M., SCHULER, A. E.; DUNNE, T.; FIGUEIREDO, R. O.; VICTORIA, R. L. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in Eastern Amazonia. **Hydrological Processes**, v. 20, p. 2509-2526, 2006.
- MOREIRA, T. R.; SANTOS, A. R. dos.; DALFI, R. L.; CAMPOS, R. F. de.; SANTOS, G. M. D. A. dos.; EUGENIO, F. C. Confronto do uso e ocupação da terra em APPs no Município de Muqui, ES. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v.22, n.2, p. 141-152, 2015.
- MU, Q.; ZHAO, M.; RUNNING, S.W. Improvements to a MODIS global terrestrial evapotranspiration algorithm. **Remote Sens. Environ.** v. 115, p. 1781–1800, 2011.
- NISHIDA, K.; NEMANI, R. R.; RUNNING, S. W.; GLASSY, J. M. An operational remote sensing algorithm for land surface evaporation. **Journal of Geophysical Research**. v. 108, p. 1-14, 2003.
- NÓBREGA, R. S. Impactos do desmatamento e de mudanças climáticas nos recursos hídricos na Amazônia ocidental utilizando o modelo SLURP. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 29, p. 111-120, 2014.
- OLIVEIRA, T. H. Mudança espaço temporal do uso e cobertura do solo e estimativa do balanço de energia e evapotranspiração diária no município do Recife-PE. **Dissertação (Mestrado)** - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 154f., 2012.
- OLIVEIRA, A. M. Contribuições de estimativas de sensoriamento remoto para a modelagem de múltiplas variáveis hidrológicas. 137f. **Dissertação** (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2020.
- OLIVEIRA, G. *et al.* Evapotranspiration and Precipitation over Pasture and Soybean Areas in the Xingu River Basin, an Expanding Amazonian Agricultural Frontier. **Agronomy**, v. 10, n. 8, 2020.
- OLIVEIRA, M. T. de. *et al.* Mapeamento da Vegetação do Cerrado – Uma Revisão das Iniciativas de Sensoriamento Remoto. **Rev. Bras. Cartogr**, vol. 72, p. 1250-1274, 2020.

PANDAY, P.K.; COE, M.T.; MACEDO, M.N.; LEFEBVRE, P.; CASTANHO, A.D.D.A. Deforestation offsets changes in water balance due to climate variability in the Xingu River in eastern Amazon. **J. Hydrol.**, v. 523, p. 822-829, 2015.

PONGRATZ, J.; BOUNOUA, L.; De FRIES, R.S.; ANDERSON, L.O.; MAUSE, W.; KLINK, C.A. The Impact of Land Cover Change on Surface Energy and Water Balance in Mato Grosso, Brazil. **Earth Interactions**, v.10, n. 19, p. 1-19, 2006.

REDE XINGU+. **Xingu sob Bolsonaro**: Análise do desmatamento na Bacia do Rio Xingu (2018-2020). 2021. Disponível em:

<[https://www.socioambiental.org/sites/blog.socioambiental.org/files/nsa/arquivos/nt\\_xingu\\_sob\\_bolsonaro\\_final.pdf](https://www.socioambiental.org/sites/blog.socioambiental.org/files/nsa/arquivos/nt_xingu_sob_bolsonaro_final.pdf)>. Acesso em: 14 mai. 2021.

RODRIGUES, TR, VOURLITIS, GL, LOBO, FDA, DE OLIVEIRA, RG, NOGUEIRA, JDS. Seasonal variation in energy balance and canopy conductance for a tropical savanna ecosystem in south-central Mato Grosso, Brazil. **J. Geophys. Res. Biogeosci.**, v. 119, p. 1-13, 2014.

RODRIGUES, T. *et al.* Detecção de mudanças na cobertura vegetal natural do Cerrado por meio de dados de radar (Sentinel1A). **Soc. Nat.**, v.31, p.1-22, 2019.

ROSS, J. L. S. **Ecogeografia do Brasil**: Subsídios para Planejamento Ambiental. São Paulo: Oficina de textos, 208 p., 2006.

ROTHMUND, L. D. *et al.* Impacto da alteração da cobertura do solo nos parâmetros biofísicos no sul da Floresta Amazônica por sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 25, p. 122-137, 2019.

RUHOFF, A. L. Sensoriamento remoto aplicado à estimativa da evapotranspiração em biomas tropicais. **Tese (Doutorado)** – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 162f., 2011.

RUNNING, S.; MU, Q.; ZHAO, M. MOD16A2 MODIS/Terra Net Evapotranspiration 8 Day L4 Global 500m SIN Grid V006 [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. 2017.

SAATCHI, S.; ASEFI-NAJAFABADY, S.; MALHI, Y.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ANDERSON, L. O.; MYNENI, R. B.; NEMANIM, R. Persistent effects of a severe drought on Amazonian forest canopy. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the**

**United States of America** (PNAS). Harvard University, Cambridge, MA, v. 110, p. 565-570, 2013.

SAHIN, V., HALL, MJ. The effects of afforestation and deforestation on water yields. **J. Hydrol.**, v. 178, p. 293-309, 1996.

SALA, O.E; CHAPIN III, F.S.; ARMESTO, J.J; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SANWALD, E.; HUENNEKE, L.F.; JACKSON, R.B.; KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D.M.; MOONEY, H.A.; OESTERHELD, M.; POFF, N.L.; SYKES, M.T.; WALKER, B.H.; WALKER, M.; WALL, D.H. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, v. 287, p. 1770-1774, 2000.

SALATI, E.; SHUBART, H. O. R.; JUNK, W.; OLIVEIRA, A. E. Amazônia, desenvolvimento, integração, ecologia. São Paulo: **Editora brasiliense**, CNPq, 327 p., 1983.

SANTANA, N. C. *et al.* Análise do ângulo de visada no comportamento espectral de imagens MODIS em áreas de Floresta Amazônica e Cerrado. **Geog Ens Pesq.**, v.23, 2019.

SANTOS, T.; FILHO, V.; ROCHA, V.; MENEZES, J. Os impactos do desmatamento e queimadas de origem antrópica sobre o clima da Amazônia brasileira: um estudo de revisão. **Rev. Geogr. Acadêmica**, v.11, n.2, p. 157-181, 2017.

SANTOS, F. A. A.; ROCHA, E. J. P.; SANTOS, J. S. Dinâmica da Paisagem e seus Impactos Ambientais na Amazônia. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.12, n.05, p. 1794-1815, 2019.

SILVA, M. V. *et al.* Associação do regime hidrológico do rio Xingu com oceanos adjacentes em eventos extremos utilizando dados altimétricos. **Braz. J. of Develop.** v. 5, n. 11, p. 27328-27337, 2019.

SILVA DIAS, M. A. F. *et al.* Cloud and rain processes in biosphere-atmosphere interaction context in the Amazon region. **Journal of Geophysical Research**, v.107, n. D20, p. 3901-3918, 2002.

SILVA, H. J. F. da. Análise dos efeitos do desmatamento na evapotranspiração e na microfísica das nuvens utilizando dados de sensoriamento remoto para Amazônia. 99f. **Tese (Doutorado em Ciências Climáticas)**, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2019.

- SOUZA, V. A. S. de. *et al.* Dinâmica do desmatamento na Amazônia e seus impactos na hidrologia: bacia do Rio Machadinho - Rondônia / Brasil. **Ciênc. Florest.** v. 29, n. 3, 2019.
- SPERA, S. A.; GALFORD, G. L.; COE, M. T.; MACEDO, M. N.; MUSTARD, J. F. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. **Global change biology**, v. 22, p. 3405-3413, 2016.
- SPRACKLEN, D. V. et al. Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forests. **Nature**, v. 489, p. 282–285, 2012.
- STICKLER, C. M. *et al.* Dependence on hydroelectric power generation in the forests of the Amazon Basin at local and regional scales. **Proc. Natl. Acad. Sci.**, v. 110, p. 9601-9606. 2013.
- SUN, L. et al. Seasonal and Inter-annual Variation of Evapotranspiration in Amazonia Based on Precipitation, River Discharge and Gravity Anomaly Data. **Front. Earth Sci.**, v. 7:32, 2019.
- TEIXEIRA, A. H. Determining Regional Actual Evapotranspiration of Irrigated Crops and Natural Vegetation in the São Francisco River Basin (Brazil) Using Remote Sensing and Penman-Monteith Equation. **Remote Sensing**, v.2, p.1287–1319, 2010.
- TOMASELLA, J.; MARENGO, J. A. A seca de 2010 na Amazônia. **Science**, v. 331, n. 6017, p. 532, 2011.
- TOMASELLA, J.; NEILL, C.; FIGUEIREDO, R.; NOBRE, A. D. Water and Chemical budgets at the catchment scale including nutrient exports from intact forests and disturbed landscapes. **Amazonia and Global Change**, Geophysical Monograph Series 186, American Geophysical Union, p. 505-524, 2009.
- TRAMBAUER, P.; DUTRA, E.; MASKEY, S.; WERNER, M.; PAPPENBERGER, F.; van BEEK, L. P. H.; UHLENBROOK, S. Comparison of different evaporation estimates over the African continent. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 18, p. 193–212, 2014.
- TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2, n. 1, p. 135-152, 1997.

VELASQUEZ, C.; QUEIROZ, H.; BERNASCONI, P. **Fique por Dentro: a Bacia do Rio Xingu em Mato Grosso. São Paulo: ISA.** Cuiabá: Instituto Centro de Vida. São Paulo, novembro de 2010.

VENDRUSCOLO, J.; SANTOS JÚNIOR, N. R. F. dos; MACEDO, T. M. de .; DONEGÁ, M. V. B. .; FULAN, J. Ânderson; SOUZA, R. F. da S. .; CAVALHEIRO, W. C. S. Características hidrogeomorfológicas e dinâmica da cobertura do solo na microbacia do rio Ariranha, Amazônia Ocidental. **Revista Científica Multidisciplinar**, v. 3, n. 1, 2021.

VOURLITIS, G.L.; NOGUEIRA, J. S.; LOBO, F.A.; PINTO, O.B. Variations in evapotranspiration and climate for an Amazonian semi-deciduous forest over seasonal, annual, and El Niño cycles. **International Journal of Biometeorology**, v. 59, p. 217–230, 2015.

WARREN, M. S. Desagregação espacial de estimativas de evapotranspiração real obtidas a partir do sensor MODIS. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.28, n.2, 153 - 162, 2013.

YANG, X.; REN, L.; SINGH, V. P.; LIU, X.; YUAN, F.; JIANG, S.; YONG, B. Impacts of land use land cover changes on evapotranspiration and runoff at Shalamulun River watershed, China. **Hydrology Research**, v. 4, p. 1-2, 2012.

ZELAZOWSKI. P.; MALHI, Y.; HUNTINGFORD, C.; SITCH, S.; FISHER, J. B. Changes in the potential distributions of humid tropical forests on a warmer planet. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London – Biological Sciences**, v. 369, p. 137-160, 2011.

### CAPÍTULO 3

## AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA CONSTRUÇÃO DA HIDRELÉTRICA DE BELO MONTE SOB A EVAPOTRANSPIRAÇÃO REAL

*Evaluation of the effects of the construction of the Belo Monte Hydroelectric Plant under Real Evapotranspiration*

### RESUMO

A Usina Hidrelétrica de Belo Monte localiza-se na região do “Volta Grande do Xingu”, pertencente ao rio de mesmo nome, inaugurada em 2016. Além da barragem principal e das duas casas de força, Belo Monte conta com um reservatório de aproximadamente 478 km<sup>2</sup>, foco deste estudo. Embora tenha sido projetada para suprir altas demandas energéticas, devido à alta sazonalidade das vazões do rio Xingu, sua geração média efetiva vem registrando apenas 40% do total possível. Nesse contexto de impacto sobre o ciclo hidrológico local, o objetivo deste estudo é averiguar quais os possíveis efeitos o reservatório da Usina de Belo Monte poderá causar sob a evapotranspiração real (ET<sub>r</sub>) da região. Os valores de evapotranspiração real foram estimados utilizando-se o aplicativo SSEBop BR Evapotranspiration, disponível na plataforma *Google Earth Engine*. Dessa forma, foi possível comparar os valores de ET<sub>r</sub> do reservatório desde 1993 até 2020, a fim de conhecer quais as possíveis influências advindas da criação da área alagada (represa) na tendência dos dados de ET<sub>r</sub>. Os resultados evidenciaram tendência de decréscimo da ET<sub>r</sub> média total, no período anterior ao reservatório (1993-2015), e acréscimo após seu enchimento (2016-2020), com taxa média de diminuição em torno de 0,066 mm/d e taxa média de aumento igual a 0,040 mm/d, respectivamente. A ET<sub>r</sub> na estação seca (2016-2020) foi a principal influenciadora do aumento da média total do período, retornando o mesmo aumento de 0,040 mm/d. Houve supressão da cobertura vegetal para a construção da UHE Belo Monte em aproximadamente 20.905,03ha, sendo 68,56% exclusivamente para a área do reservatório, equivalente à 0,11% da área de drenagem da bacia do Xingu.

**Palavras-chave:** SSEBop; Reservatório; Impactos ambientais.

## ABSTRACT

The Belo Monte Hydroelectric Plant is located in the “Volta Grande do Xingu” region, belonging to the river of the same name, inaugurated in 2016. In addition to the main dam and the two powerhouses, Belo Monte has a reservoir of approximately 478 km<sup>2</sup>, the focus of this study. Although it was designed to meet high energy demands, due to the high seasonality of the Xingu river flows, its average effective generation has been registering only 40% of the total possible. In this context of impact on the local hydrological cycle, the objective of this study is to find out what possible effects the reservoir of the Belo Monte Power Plant may cause on the real evapotranspiration (ET<sub>r</sub>) of the region. Actual evapotranspiration values were estimated using the SSEBop BR Evapotranspiration application, available on the Google Earth Engine platform. In this way, it was possible to compare the ET<sub>r</sub> values of the reservoir from 1993 to 2020, in order to know the possible influences arising from the creation of the flooded area (dam) on the trend of the ET<sub>r</sub> data. The results showed a downward trend in total mean ET<sub>r</sub>, in the period prior to the reservoir (1993-2015), and an increase after its filling (2016-2020), with an average rate of decrease around 0.066 mm/d and an average rate of increase equal to 0.040 mm/d, respectively. The ET<sub>r</sub> in the dry season (2016-2020) was the main influencer of the increase in the total average for the period, returning the same increase of 0.040 mm/d. There was suppression of the vegetation cover for the construction of the Belo Monte HPP in approximately 20,905.03ha, 68.56% of which exclusively for the reservoir area, equivalent to 0.11% of the drainage area of the Xingu basin.

**Keywords:** SSEBop; Reservoir; Environmental impacts.

## INTRODUÇÃO

A principal fonte energética brasileira desde a década de 1970 corresponde às usinas hidrelétricas (UHE). Estima-se que aproximadamente 65% de toda a energia produzida no país é proveniente de fontes hidráulicas (MME, 2018). Além do aumento da demanda de energia por parte da população crescente, a opção em expandir o rol de hidrelétricas partiu das vistosas vantagens frente aos demais sistemas: capacidade de acumulação de água para contornar a variabilidade climática, principalmente nos períodos secos; e melhor custo-benefício por proporcionarem boa previsibilidade dos eventos e baixa intermitência (TOLMASQUIM, 2016).

Uma das maiores usinas nacionais da atualidade, e a quarta maior do mundo, corresponde ao Complexo Hidrelétrico de Belo Monte. Embora a UHE Belo Monte tenha sofrido redução em 60% das dimensões do reservatório em relação ao projeto inicial, em razão de seu caráter a fio d'água, ainda assim a natureza do empreendimento provoca impactos ambientais significativos, agravados em função das características da bacia hidrográfica que está inserida. Nessa atividade sumariamente ocorre a passagem do sistema lótico para o sistema lótico-lêntico, implicando em alterações na dinâmica hidrológica, e seus parâmetros, do trecho represado, tais como as estimativas de evapotranspiração real (ET<sub>r</sub>) (ELETROBRÁS, 2009). As bacias hidrográficas menos reguladas, consideradas como as operadas em modelo fio d'água, são as que apresentam maior vulnerabilidade com relação aos eventos extremos e mudanças climáticas (FREITAS e SOITO, 2008).

Sua inauguração foi possível apenas em 2016, aproximadamente 40 anos depois do início dos projetos de elaboração, principalmente devido à fatores sociais, direta ou indiretamente afetados com sua construção, tais como governantes, população local e indígenas, bem como em razão dos inúmeros impactos ambientais possivelmente ocorridos. Entretanto, somente ao final de novembro de 2019 Belo Monte chegou à sua plena operação a partir do acionamento da 18ª turbina que compõe a Casa de Força Principal (MAGALHÃES, 2017; NORTE ENERGIA, 2019).

Intrinsecamente envolvida às questões hidrológicas impactadas destacam-se às projeções futuras das mudanças climáticas na bacia do Xingu. De acordo com os modelos adotados pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2014), os cenários serão de modificações pluviométricas com intensificação das secas, seja pelo aumento na duração desta estação ou através da diminuição de chuvas durante a estação chuvosa. Desse modo, é possível convergir tais efeitos sob à evapotranspiração, uma vez que esta consiste em uma

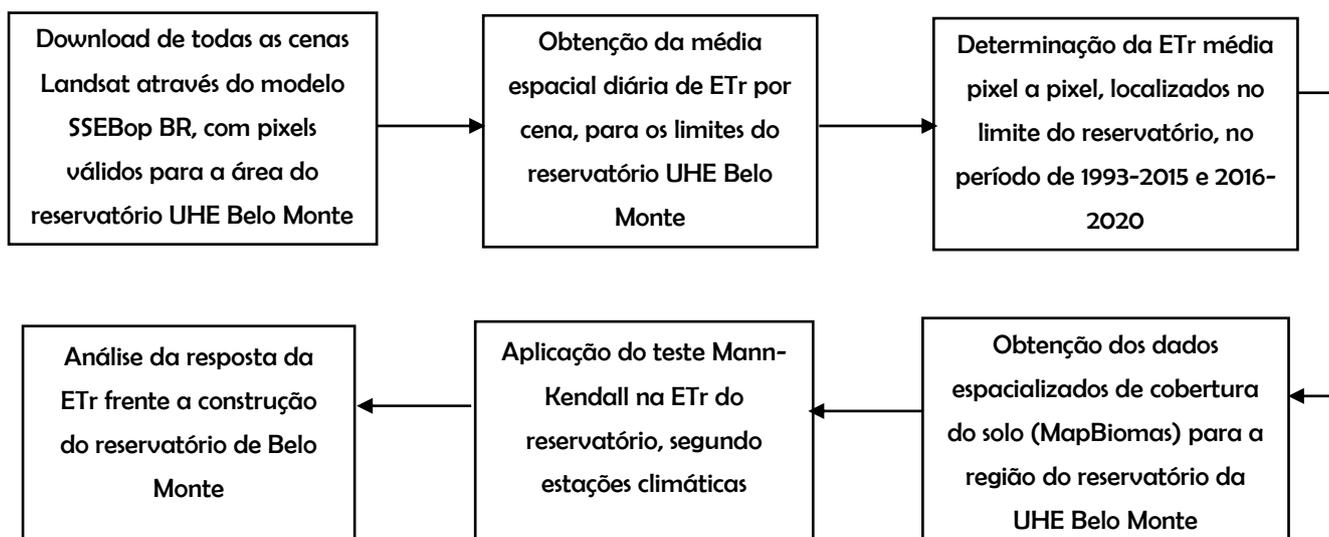
variável multidimensional diretamente influenciada pelos fenômenos climáticos, tais como precipitação, umidade relativa, temperatura, velocidade do vento, razão de insolação (MOHAN, ARUMUGAM, 1996).

Na literatura, poucos são os trabalhos que abordam sobre evapotranspiração nas áreas alagadas de hidrelétricas em regiões da Amazônia Brasileira, especificamente na bacia do Xingu. Os estudos de Soares *et al.* (2003), Bezerra *et al.* (2021) e Barbosa, Lopes (2022), por exemplo, analisam a ETr na região do entorno dos reservatórios de Itirapina/SP, Currais Novos/RN e Ibimirim/PE, respectivamente. Ao mesmo tempo, enquanto estudos na área da evapotranspiração em reservatórios artificiais são escassos (ZHENG *et al.*, 2020; ZHENG *et al.*, 2021, WANG *et al.*, 2022), nos quais retornaram aumento da ETr após a construção das represas, outros estudos focaram na investigação da evaporação de reservatórios (KOHLENER *et al.*, 1955; WANG, 2011; ABOU EL-MAGD, 2012; KIPTALA *et al.*, 2013; HASSAN, 2013; PEREIRA *et al.*, 2019; RODRIGUES *et al.*, 2020; DLOUHÁ, 2021, PRAXEDES, 2021).

O presente trabalho utilizou a área alagada correspondente ao reservatório da Usina Hidrelétrica de Belo Monte como local do estudo. Situada na sub-bacia do Baixo Xingu, a estrutura da UHE encontra-se na região sudoeste do estado do Pará, a qual engloba parcela do bioma Amazônico. Considerando os diversos impactos ambientais conhecidos com a implantação e operação da UHE Belo Monte, o objetivo deste estudo foi avaliar quais os possíveis efeitos a área alagada do reservatório da usina causaram na evapotranspiração real da região, a partir da identificação de tendências meteorológicas, considerando a hipótese de aumento na ETr devido à maior evaporação em função do alagamento.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

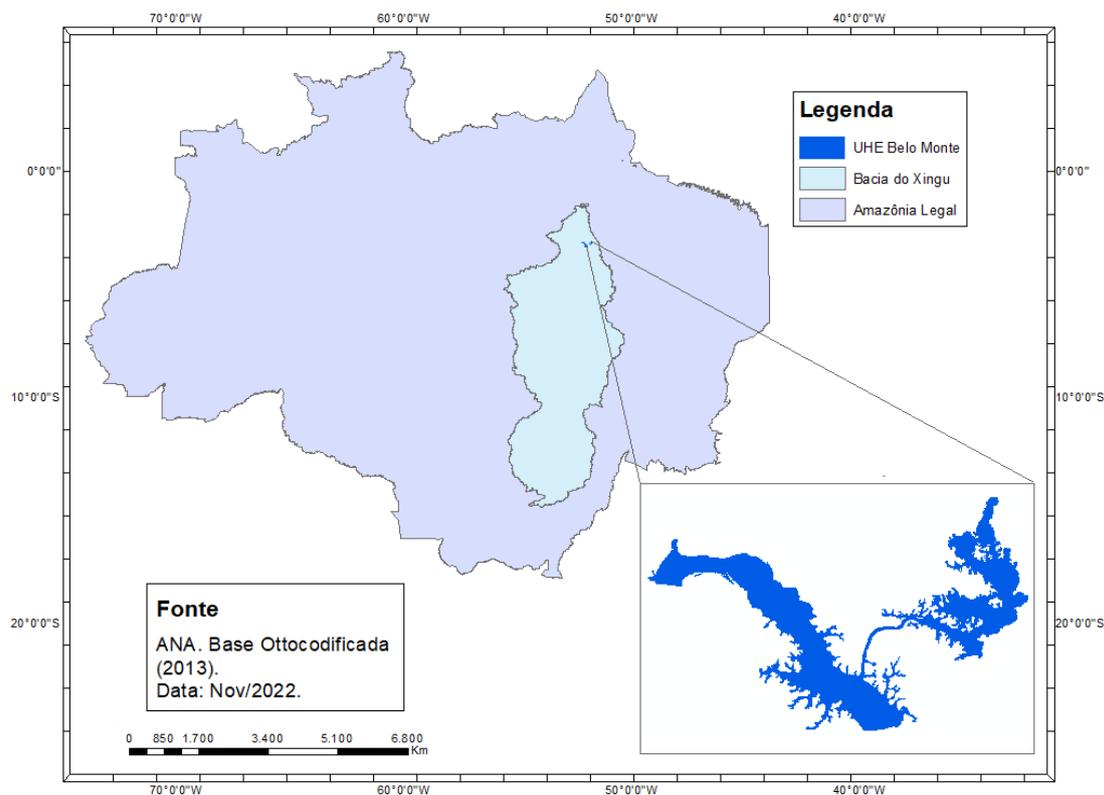
De maneira geral, a metodologia de aplicação para o desenvolvimento do presente trabalho seguiu-se de acordo com o fluxograma apresentado na Figura 1.

**Figura 1** – Fluxograma metodológico do estudo

### Área de estudo

A região objeto deste estudo corresponde à área alagada de 478km<sup>2</sup> referente à represa da Usina Hidrelétrica de Belo Monte, situada na bacia hidrográfica do Rio Xingu, mais especificamente na sub-bacia do Baixo Xingu (Figura 2), pertencente à porção leste do estado do Pará, e fortemente caracterizada pelo desmatamento para fins de extração madeireira, cultivos agrícolas e produção pecuária, além da presença da atividade hidrelétrica através da UHE Belo Monte (FREIRE et al., 2018). A área, também conhecida como Volta Grande do Xingu, abrange porções de cinco municípios das sub-bacias do Baixo e Médio Xingu: Altamira, Anapu, Brasil Novo, Senador José Porfírio e Vitória do Xingu, este último onde está localizada a UHE (SALOMÃO, 2007).

**Figura 2** – Mapa esquemático da localização do reservatório formado pela Usina Hidrelétrica de Belo Monte



Belo Monte, a maior usina hidrelétrica brasileira, e a quarta maior do mundo, foi palco de inúmeras controvérsias e disputas políticas. O projeto, que teve início na ditadura militar, somente foi finalizado em 2005, com a aprovação do Decreto Legislativo nº 788/2005 que autoriza a implantação de aproveitamento hidrelétrico em Belo Monte. Ainda assim, até a efetiva construção da UHE, ocorreram diversas audiências públicas, protestos dos povos indígenas e ribeirinhos direta e indiretamente afetados com a usina, e discussões entre governo federal e IBAMA. Somente em 2010 foi autorizado o início de sua instalação, culminando no início da operação a partir de 2016 (FAINGUELERNT, 2016; FREIRE et al., 2018).

O Complexo Hidrelétrico de Belo Monte, usina de funcionamento a fio d'água, abrange as barragens de Pimental e Belo Monte: a primeira barra o canal principal do rio Xingu, onde encaminha sua vazão para o reservatório artificial adjacente, enquanto a segunda, compreendendo a Casa de Força Principal (composta por 18 unidades geradoras de energia), barra a porção de elevação baixa, permitindo a formação de outro reservatório artificial. A UHE é constituída por um barramento principal (Pimental) e por uma Casa de Força Complementar a cerca de 40km ao sul da cidade de Altamira/PA, formando o reservatório do

Xingu, que contempla parcialmente a calha do rio Xingu e porções de terrenos na altura do trecho Volta Grande, situados na margem esquerda do curso (NORTE ENERGIA, 2019).

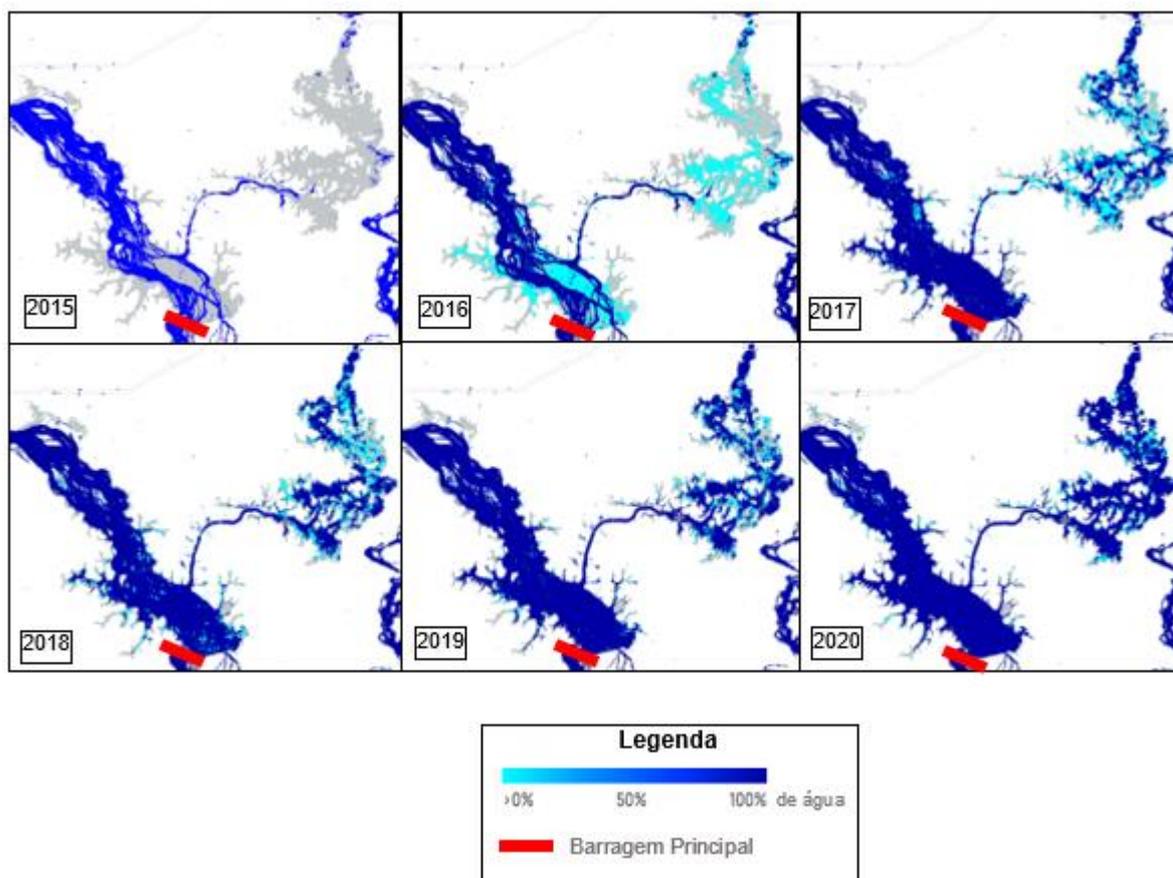
Neste reservatório as vazões derivadas encaminham-se através de um canal para a formação do reservatório intermediário, a fim de abastecer a Casa de Força Principal situada na outra barragem existente, o Sítio Belo Monte. Somadas as áreas destes reservatórios obtém-se uma área inundada igual a 478km<sup>2</sup> (SOUZA JÚNIOR et al., 2006), equivalente a 0,09% da área de drenagem total da Bacia do Xingu, que corresponde a 531.250 km<sup>2</sup> (SANTOS et al., 2019).

Importante ressaltar que, diferentemente do projeto inicial de construção do Complexo em 1970, Belo Monte possui apenas 40% da área inicialmente prevista para o reservatório, com intuito de minimizar os possíveis impactos ambientais provenientes de seu funcionamento. Ademais, a nova tecnologia abordada pelo empreendimento consiste no tipo fio d'água, respeitando a variabilidade natural das vazões do rio, afluentes à casa de força, que refletem na diminuição do potencial hidrelétrico da UHE e menor capacidade de acumulação do reservatório (NORTE ENERGIA, 2019).

Dentre os múltiplos impactos produzidos pela construção do reservatório e a operação da Usina Hidrelétrica de Belo Monte, as principais interferências no meio físico-biótico são (ELETROBRAS, 2009; SANTOS, 2009):

- 1 Aumento da pressão hidrostática nas nascentes situadas ao longo das margens do rio Xingu e afluentes afetados, provocando possível modificação na alimentação natural e drenagem de aquíferos;
- 2 Retirada da cobertura vegetal, com conseqüente aumento da erosão nas margens dos cursos d'água;
- 3 Mudanças no ciclo hidrológico da Volta Grande do Xingu e na qualidade das águas;
- 4 Alterações nas vazões do rio Xingu e afluentes, bem como eliminação do pulso de inundação;
- 5 Perda de ecossistemas locais;
- 6 Influência nos parâmetros do balanço hídrico, tais como a evapotranspiração.

**Figura 3** – Mosaico de enchimento do reservatório UHE Belo Monte entre 2015-2020



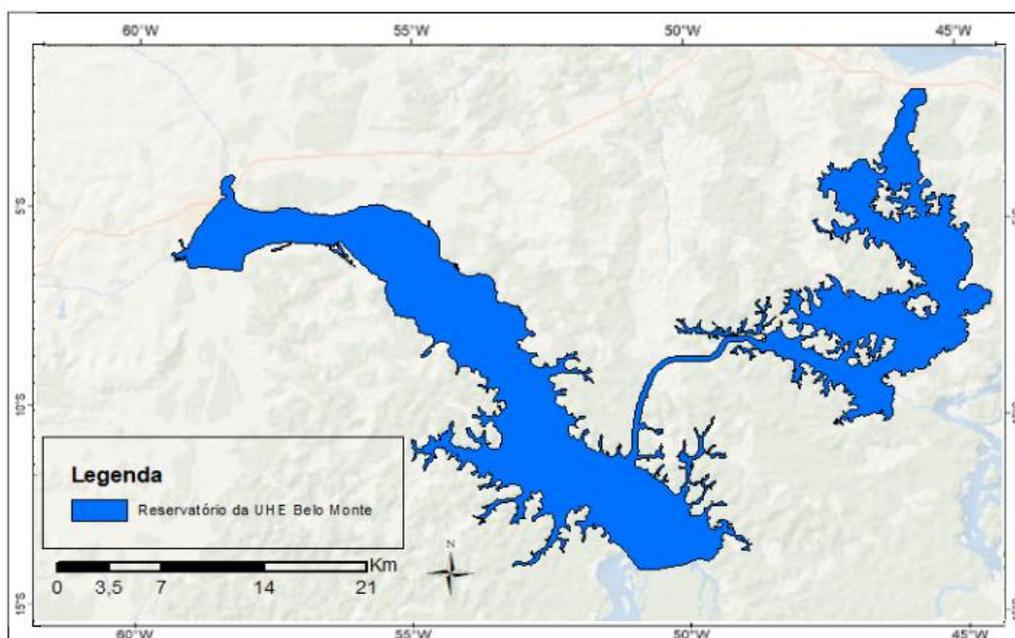
Conforme pode ser observado no mosaico da Figura 3, as grandes transformações ocorrem nas áreas que foram inundadas, uma vez que houve supressão de aproximadamente 20.905 ha de mata nativa, sendo 68% exclusivamente para a área do reservatório (NORTE ENERGIA, 2016). Com o processo de enchimento do reservatório, a região da Volta Grande do Xingu, caracterizada pela baixa profundidade no curso do rio, e afloramentos rochosos superior ao nível fluvial, sofreu redução na vazão do rio em virtude do desvio de 80% da vazão no trecho para o canal artificial de ligação à área alagada (VIEIRA, 2016). Segundo os resultados obtidos por Freire (2018), o aporte de sedimentos tem impactado a área no entorno do reservatório, modificando a dinâmica do relevo fluvial através do maior aporte de sedimentos.

Dos cerca de 478 km<sup>2</sup> de área total alagada, a implantação do reservatório da UHE Belo Monte provocou desmatamento de 156 km<sup>2</sup>, equivalente a 86% das florestas da região da usina (NORTE ENERGIA, 2010). Cabe destacar que a ocorrência do desmatamento corresponde ao principal impacto verificado na área do reservatório, haja vista seus desdobramentos agravantes, como a degradação das terras e possíveis cenários de desertificação em determinados trechos (MELO et al., 2011).

## Estimativa da evapotranspiração real (ETr) e obtenção de dados de uso e cobertura do solo

A primeira etapa consistiu na delimitação da área de estudo: reservatório da Usina Hidrelétrica de Belo Monte com área inundada de aproximadamente 478 km<sup>2</sup> (Figura 4). O *shapefile* da região encontra-se disponível, para livre acesso, na plataforma Metadados da Agência Nacional de Águas (ANA, 2019), a partir da filtragem do local de escolha.

**Figura 4** - Limite da área de estudo: reservatório da Usina Hidrelétrica de Belo Monte



As estimativas dos dados de evapotranspiração para a área filtrada do reservatório foram provenientes do algoritmo SSEBop BR Evapotranspiration, produzido por uma iniciativa conjunta da *United States Geological Survey* (USGS), Agência Nacional de Águas e Saneamento (ANA) e AgroSatélite. Para estimar a evapotranspiração real, o modelo SSEBop simplifica a equação do balanço de energia, utilizando a equação clássica de balanço de energia, através da manutenção e ampliação das principais premissas contidas nos modelos SEBAL (BASTIAANSEN et al., 1998) e METRIC (ALLEN et al., 2007). As duas equações de referência para o modelo SSEBop estão representadas nas Eq.1 e Eq.2. A obtenção detalhada das equações está descrita em Senay *et al* (2013). Retornando imagens com tamanho de pixel igual a 30m, as etapas para o cálculo da ETr seguem o fluxo apresentado na Figura 5.

$$ET_r = ET_f \times ET_a \quad (\text{Eq. 01})$$

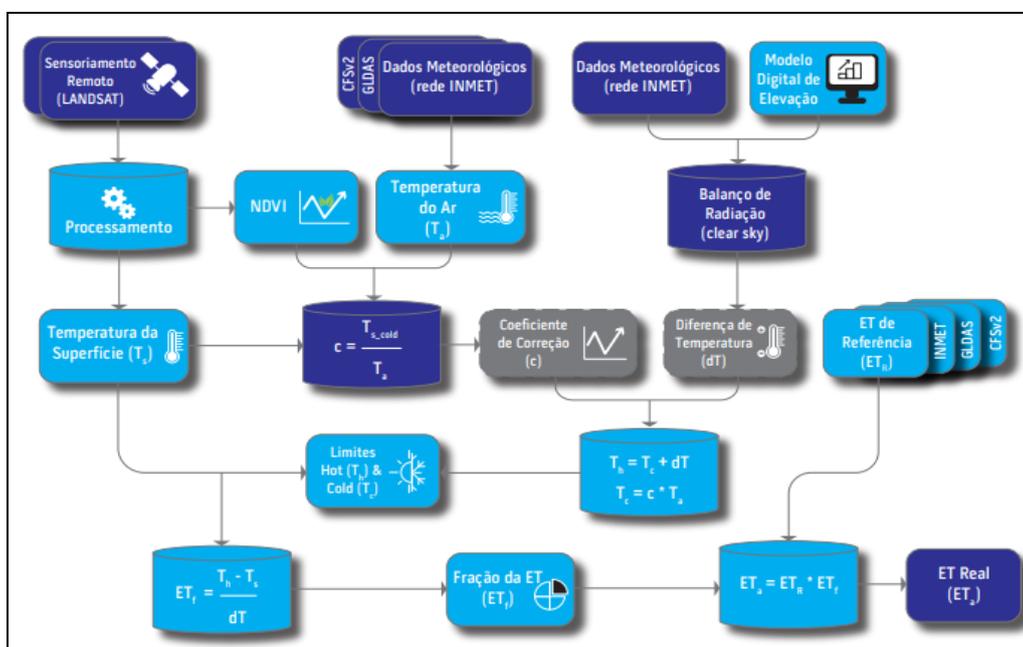
Sendo:  $ET_r$  – evapotranspiração real;  $ET_f$  – fração de evapotranspiração;  $ET_a$  – evapotranspiração de referência.

$$ET_f = \frac{T_h - T_s}{T_h - T_c} \quad (\text{Eq. 02})$$

Sendo:  $T_h$  - temperatura estimada do pixel quente/seco no mesmo local e período;  $T_c$  - estimativa do valor do pixel frio/úmido também na mesma localidade e data;  $T_s$  - temperatura observada na superfície da terra, obtida por imagens de satélite no pixel.

**Figura 5** – Fluxograma de cálculo da evapotranspiração real através do aplicativo SSEBop BR

#### Evapotranspiration



Fonte: ANA, 2020.

Os dados do modelo estão disponíveis em interface de aplicativo na plataforma *Google Earth Engine*, utilizando-se o aplicativo SSEBop BR Evapotranspiration. Embora o período disponível no aplicativo inicie em 1984, os dados de evapotranspiração real estão disponíveis apenas a partir de 1993. Desse modo, o período de dados selecionados corresponde aos anos de 1993 a 2020. Neste tempo, foram divididos dois intervalos: o primeiro, entre 1993 a 2015, compreendendo os anos precedentes ao funcionamento da represa de Belo Monte; e o segundo, de 2016 a 2020, definido a partir do início de operação da UHE, com o enchimento do reservatório. As divisões nos períodos são fundamentais para a aplicação dos métodos

estatísticos, a fim de possibilitar a aferição de possíveis interferências da represa sobre a ETr da região.

Uma vez que não é possível calcular a ETr para pixels sob influência de nuvens/sombra, o modelo SSEBop BR fornece as cenas com filtro de máscara de nuvens e sombras já aplicado. Portanto, todas as cenas que possuíam pixels válidos para a área do reservatório foram baixadas no aplicativo, totalizando 130 imagens com índice de nuvens menor que 45%, a fim que permitiram boa visualização da área de estudo. Posteriormente, as mesmas foram submetidas à tratamento em ambiente GIS, para recorte da área do reservatório (através da ferramenta *Clip Raster*) e determinação da média espacial dos dados (através da ferramenta *Zonal Statistics*). Desse modo, a obtenção dos dados de evapotranspiração real foi estimada segundo as imagens Landsat 5, 7 e 8 nas datas de passagem do satélite sob a região do reservatório da UHE Belo Monte (Tabela 1), com vistas a obtenção de valores diários da ETr nas datas das cenas (Apêndice A).

**Tabela 1** – Satélites Landsat para disponibilização da ETr via modelo SSEBop

<i>Satélite</i>	<i>Período de imagens</i>
Landsat 5	03/1984 – 01/2013
Landsat 7	04/1999 - presente
Landsat 8	02/2013 - presente

Fonte: Adaptado de USGS, 2016.

A segunda etapa consistiu na determinação da média anual dos pixels da área do reservatório em ambiente GIS (através da ferramenta *Raster Calculator*), considerando, em cada ano, apenas as cenas válidas baixadas no SSEBop, a fim de obter o mapa de ET antes do reservatório (1993-2015), consolidando em um único intervalo, e após seu enchimento, a partir de 2016. Importante ressaltar que, no primeiro período (1993-2015), de 2003 em diante foram consideradas apenas as imagens dos sensores Landsat 8 e Landsat 5, esse último em substituição ao Landsat 7, em razão da falha ocorrida no sensor *Scan Line Corrector* (SLC), que compensa o movimento para frente do satélite Landsat 7, traçando padrão em ziguezague ao longo da trilha terrestre do satélite, interferindo permanentemente no resultado das imagens (USGS, S/d).

O SSEBop vem sendo empregado no auxílio à gestão dos recursos hídricos. Se comparado ao modelo METRIC, consiste em alternativa mais simples por demandar menos dados e ter

parametrização mais objetiva, facilitando sua implementação e sem perda substancial de precisão na estimativa da evapotranspiração real (ANA, 2020 *apud* McSHANE et al., 2017).

Ainda na avaliação hidrológica, foram obtidos os dados diários correspondentes ao nível do reservatório da UHE Belo Monte através do Sistema de Acompanhamento de Reservatórios (SAR) da ANA, considerando as mesmas datas das cenas Landsat obtidas com o modelo SSEBop BR a partir de 2016, ano de funcionamento da usina.

Para a avaliação da mudança no uso do solo antes e depois da existência do reservatório da UHE Belo Monte, bem como aferição da mancha de inundação da área alagada, foram obtidos dados filtrados para a área de interesse disponíveis na plataforma MapBiomas, coleção 6, composta pelos sensores Landsat *Thematic Mapper* (TM), *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) e *Operational Land Imager* (OLI), a bordo do Landsat 5, Landsat 7 e Landsat 8, respectivamente. Considerando que a coleção supracitada possui dados de 1985-2020, foram filtrados os anos correspondentes ao período do estudo, a partir de 1993, com resolução espacial de 30m.

O MapBiomas disponibiliza em suas imagens cinco tipologias macro de uso do solo, que correspondem a Formação Florestal, compreendendo florestas e savanas; Formação Natural não Florestal, compreendendo formações campestres; Agropecuária, que inclui pastagens e cultivos agrícolas; Área Urbanizada; e Água, abrangendo rios, lagos/reservatórios (MAPBIOMAS, 2022).

### **Aplicação de métodos estatísticos**

Para estabelecer os possíveis efeitos da formação do reservatório UHE Belo Monte sob à ETr da área inundada de sua represa, foi utilizado o Teste de Tendência de Mann Kendall (MANN, 1945; KENDALL, 1975). A análise estatística em questão afere a tendência dos dados estimados de ETr na área da represa de Belo Monte, nos dois períodos (1993-2015 e 2016-2020), com vistas a entender o comportamento desta variável a partir do ano de funcionamento da UHE em 2016, estabelecendo os possíveis efeitos do reservatório sob os dados.

O Teste de Mann Kendall consiste em método robusto, sequencial e não paramétrico, comumente empregado em verificações de tendência temporal de séries de dados, que possuam alteração estatística significativa. Pelo fato de constituir método não paramétrico, este teste correlaciona de forma sequencial cada valor da série temporal com os dados restantes, expressando, segundo a Organização Meteorológica Mundial (OMM), as séries de

dados ambientais de forma representativa. Ademais, além de não requerer distribuição normal dos dados, este método sofre pouca influência de mudanças abruptas ou séries não homogêneas, respeitando a necessidade de as informações serem independentes e aleatórias (YUE et al., 2002; SILVA et al., 2007; ZHANG et al., 2009; NEETI, EASTMAN, 2011).

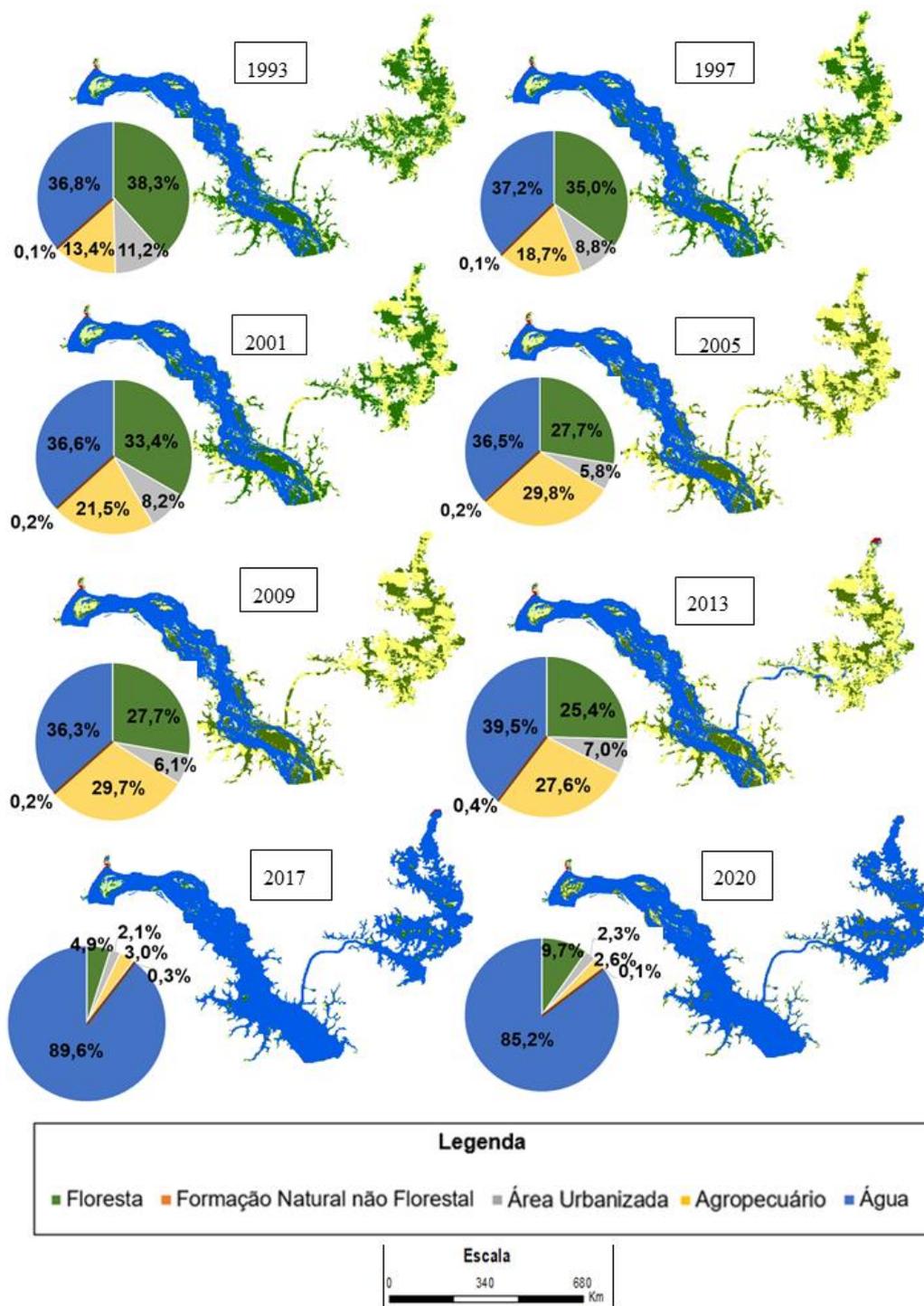
A partir do teste mencionado, a aplicação da análise estatística ocorreu através do pacote Kendall existente no *software* ProUCL (EPA, 2015), proporcionando a determinação da tendência dos dados de ETr no período disponível antes e após o enchimento da área do reservatório, 1993-2015 e 2016-2020, respectivamente. Valores positivos do teste resultam em tendências crescentes, enquanto valores negativos correspondem a tendências decrescentes, sempre relacionadas ao nível de significância específica. Neste trabalho utilizou-se nível de significância de 95%.

A última análise correspondeu ao Coeficiente de Correlação de Pearson ( $r$ ), para estimar o grau de correlação entre o nível do reservatório e a ETr, através da intensidade da relação linear entre as variáveis, variando de -1 a +1. Sua interpretação seguiu-se conforme as faixas, positivas ou negativas, da metodologia de Hopkins (2009):  $r$  situado entre 0 e 0,1 possui correlação muito baixa; entre 0,1 e 0,3 possui correlação baixa; entre 0,3 e 0,5 possui correlação moderada; entre 0,5 e 0,7 indica correlação alta; entre 0,7 e 0,9 indica correlação muito alta; e acima de 0,9 é considerada quase perfeita. Ademais, se  $r$  for nulo, não existe correlação.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 6 visualizam-se os mapas da dinâmica de uso e cobertura do solo, entre os anos de 1993 e 2020, na área do reservatório da UHE Belo Monte, inaugurado em 2016. De acordo com os mapas observa-se que há conversão de trechos de formação florestal em possíveis áreas de cultivo agropecuário, também é explícito o aumento da área do lago que faz parte da região do reservatório. Vale ressaltar que área alagada saltou de 365km<sup>2</sup>, em 1993, para 478 km<sup>2</sup> em 2020.

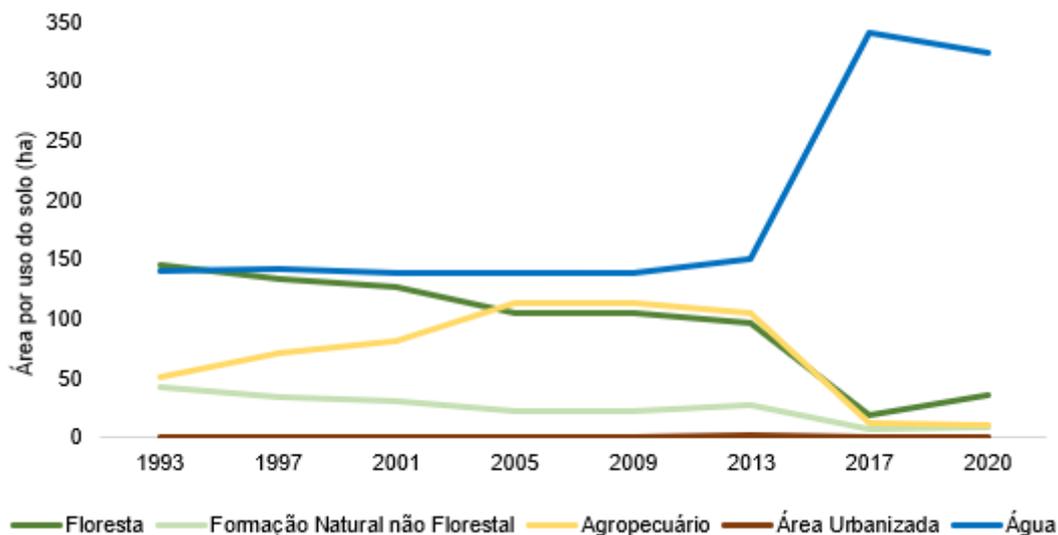
**Figura 6** – Espacialização anual das transições de cobertura do solo para a área do reservatório da UHE Belo Monte no período de 1993-2020



A Figura 7 mostra a área por uso do solo existentes na represa para os períodos pré e pós enchimento do reservatório: 1993-2015 e 2016-2020, respectivamente. Destaca-se que em razão da proximidade entre o centro de Altamira/PA e a Rodovia Transamazônica (BR-230),

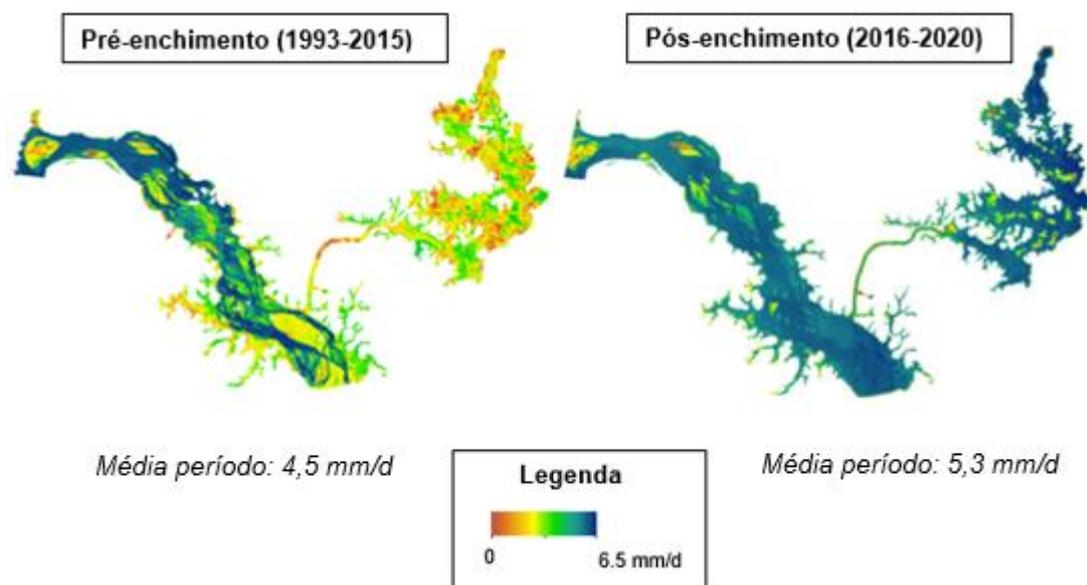
a área onde está inserida a UHE possui usos múltiplos do solo, desde a pecuária extensiva ao aproveitamento agroflorestal, e remanescentes florestais naturais (CSF, 2006).

**Figura 7** – Uso e cobertura do solo na área do reservatório da UHE Belo Monte no período de 1993-2020



Aliada à retirada da cobertura vegetal para instauração do reservatório da UHE Belo Monte, a espacialização anual da evapotranspiração real, obtida através da média dos pixels das cenas por ano, permite verificar sua proporção por região do represamento, com vistas a identificar seu comportamento (Figura 8). Conforme descrito, o início de enchimento do reservatório ocorreu em meados de 2015, tendo sua finalização completa em 2016. Ao analisar a Figura 8, é possível observar a predominância dos valores de  $ET > 5$  mm/d no período pós-enchimento (2016-2020) do reservatório da UHE Belo Monte.

**Figura 8** – Comportamento espacial médio anual da evapotranspiração real na região do reservatório da UHE Belo Monte, nos períodos pré e pós enchimento, respectivamente 1993-2015 e 2016-2020



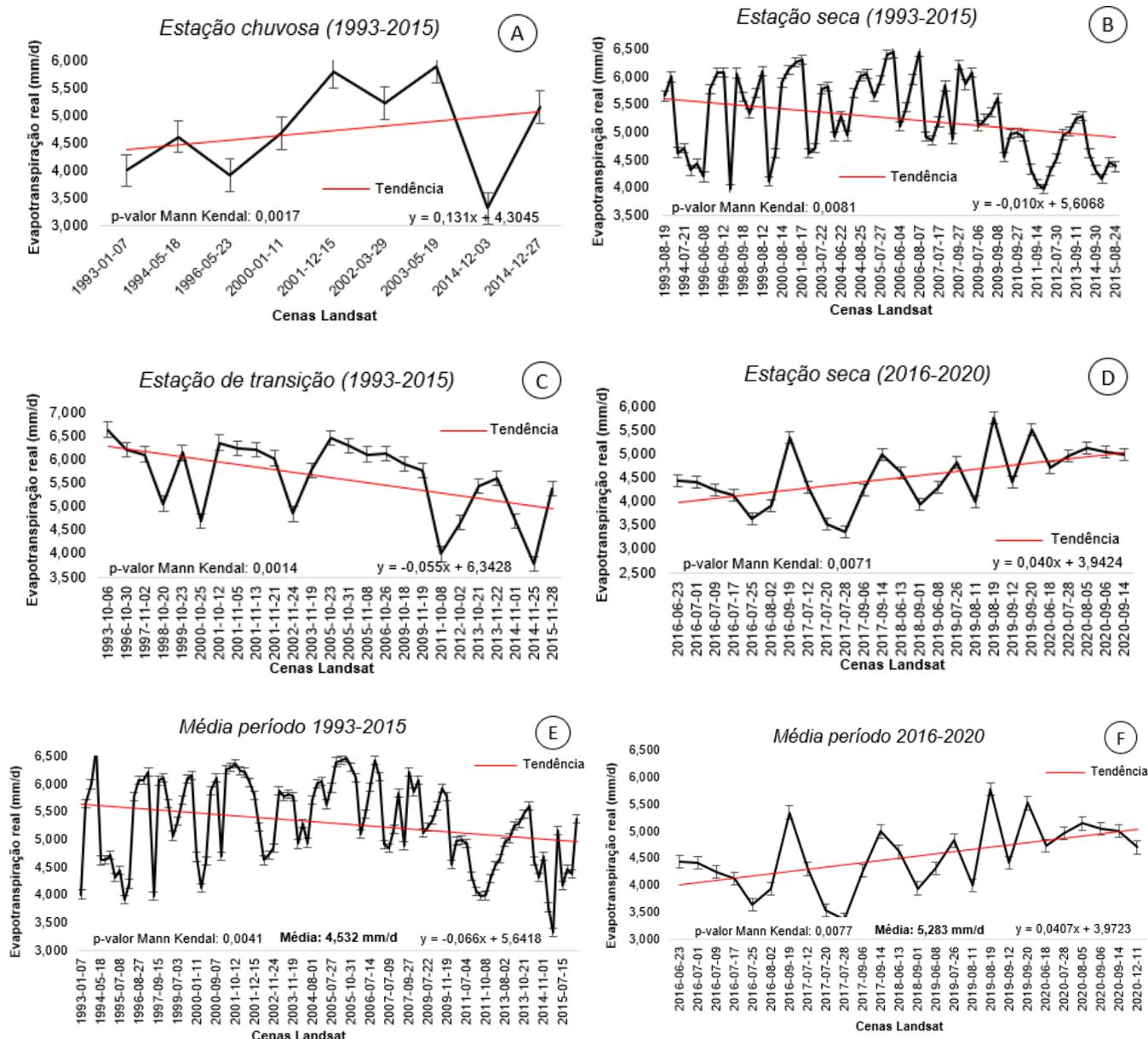
Com vistas a estudar o comportamento tendencial da evapotranspiração real durante os períodos pré (1993-2015) e pós (2016-2020) enchimento do reservatório da UHE Belo Monte, os dados obtidos através do aplicativo SSEBop BR foram submetidos à aplicação do teste de Mann-Kendall. Para tanto, considerando tratar-se da bacia do Xingu, que apresenta estações do ano bem definidas, com ocorrência de estação chuvosa de dezembro a maio, estação seca de junho a setembro, e estação de conversão entre outubro e novembro (LUCAS et al., 2006), o teste de tendência foi aplicado sobre os dados referentes a tais meses (Figura 9). Destaca-se, previamente, que a ETr média, em cada período e estação correspondente, retornou os valores apresentados na Tabela 2.

**Tabela 2** – Evapotranspiração real média nas estações hidroclimatológicas na região do reservatório UHE Belo Monte

	<i>1993-2015</i>	<i>2016-2020</i>
<i>Estação Chuvosa (mm/d)</i>	4,7	4,7*
<i>Estação Seca (mm/d)</i>	5,3	4,5
<i>Estação de Transição (mm/d)</i>	5,6	4,2*
<i>Média Total do Período (mm/d)</i>	4,5	5,3

\*Único dado da amostra no período destacado

**Figura 9** – Comportamento tendencial da evapotranspiração real nas estações climáticas para os períodos pré (1993-2015) e pós enchimento (2016-2020) do reservatório da UHE Belo Monte, considerando a média total da ETr no período (1993-2015 e 2016-2020)



A partir dos resultados apresentados nos gráficos da Figura 9 e na Tabela 3, observa-se que antes da construção do reservatório, ao longo dos anos de estação chuvosa e seca, a ETr tende a aumentar (Figura 9A) e a diminuir (Figura 9B), respectivamente. Por outro lado, no pós-enchimento, houve acréscimo da ETr na estação seca (Figura 9 e Tabela 3).

**Tabela 3** – Tendências da ETr nas estações hidroclimatológicas na região do reservatório UHE Belo Monte

<i>Período</i>	<i>Tendência da ETr (mm/d)</i>	
	<b>Pré-enchimento (1993-2015)</b>	<b>Pós-enchimento (2016-2020)</b>
<b>Estação seca (Jun-Set)</b>	Decréscimo 0,010	Acréscimo 0,040
<b>Estação Chuvosa (Dez-Mai)</b>	Acréscimo 0,131	Constante*
<b>Estação Conversão (Out-Nov)</b>	Decréscimo 0,055	Constante*
<b>Período completo (Jan-Dez)</b>	Decréscimo 0,066	Acréscimo 0,040

\*Único dado da amostra no período destacado

Importante referenciar que, como o p-valor obtido é menor que 0,05, a tendência evidenciada para a ETr é estatisticamente significativa (MANN, 1945; KENDALL, 1975). Além disso, conforme evidenciado na Tabela 2, as estações chuvosa e de conversão no período pós-enchimento (2016-2020) possuíram apenas um único dado na amostra analisada, fator que absteve a análise de tendência e consequente plotagem em gráfico.

Logo, a hipótese preditora de aumento da evapotranspiração média total na área do reservatório, a partir de seu enchimento em 2016 (0,040 mm/d), é satisfeita, e sumariamente representada pelo aumento ocorrido na estação seca do mesmo período, tendo em vista que antes da existência do lago represado, a ETr apresentava tendência de queda e, após a consolidação da área alagada, seu comportamento é oposto. Entretanto, é importante considerar que no período anterior à existência do reservatório (1993-2015) foi possível observar aumento da ETr no período chuvoso, possivelmente relacionada aos eventos extremos de seca fora de época, em 2005 e 2010, causados pela junção dos fenômenos El Niño e dipolo positivo no Atlântico tropical Norte (MARENGO et al., 2008; MARENGO et al., 2011).

É sabido que a evapotranspiração real representa, de maneira simplificada, a soma da evaporação e transpiração das plantas (THORNTHWAITE, 1948), e com o acréscimo da evaporação em razão da maior área alagada, retornou-se também aumento na ETr. Corroborando o presente resultado, Cui *et al.* (2021), no reservatório de Three Gorges, na China, também descobriram que a ETr média anual e a evaporação do lago aumentam em comparação com períodos antes de represamentos artificiais.

Assim como apresentado no trabalho de Martins (2015), que investigou a UHE Boa Esperança (Parnaíba/MA), o presente estudo também identificou que, na área do reservatório da UHE Belo Monte, onde anteriormente também existiam coberturas vegetais de maior densidade, a evapotranspiração real retornou valores mais elevados nos meses de junho a setembro, que correspondem à época seca na bacia do Xingu. O aumento da ET durante a seca tem relação com o armazenamento de água no solo, proveniente de estações chuvosas, garantindo a manutenção de índices elevados de evapotranspiração ao longo do intervalo (MALHI et al., 2002; ZELAZOWSKI et al., 2011). Há ainda de se considerar que, do total de 130 dados da amostra, cerca de 73% correspondem aos meses da estação seca (Apêndice A).

Fisch *et al.* (1990) reportaram em seu estudo que a evapotranspiração na região do reservatório de Tucuruí/PA é maior que os valores médios absolutos antes do enchimento do lago, resultados semelhantes evidenciados em outros estudos na região Amazônica, como o presente. Ainda, resultados semelhantes podem ser observados nos trabalhos de Pereira *et al.* (2009) que encontrou aumento da ETr no reservatório da UHE Sobradinho/MG a partir de junho, e pequenas reduções a partir de outubro; Oliveira *et al.* (2014), que encontrou valores maiores de ETr na região do reservatório da UHE Tapacurá/PE, através do algoritmo SEBAL; no estudo de Rodrigues *et al.* (2020), na região de São Miguel do Anta/MG, que identificou aumento de 80% na evapotranspiração com a operação do reservatório; e no artigo de Matos *et al.* (2015), que através do aumento do NDVI, demonstrou aumento na evapotranspiração real da área do reservatório de Itaparica/PE, após sua construção.

Cabe salientar que a UHE Belo Monte pertence à região amazônica, que de acordo com suas características radiculares e densidade de vegetação local, possui grande disponibilidade de água no solo (NOBRE et al., 1996; GASH, NOBRE, 1997; FISCH et al., 1998). O processo de evapotranspiração sempre está condicionado a muitos fatores, tais como às alterações meteorológicas, a radiação solar e aos processos hidrológicos, que podem alterar significativamente o potencial de evaporação da superfície subjacente, bem como influenciar a privação de água devido à ET (YUAN et al. 2012).

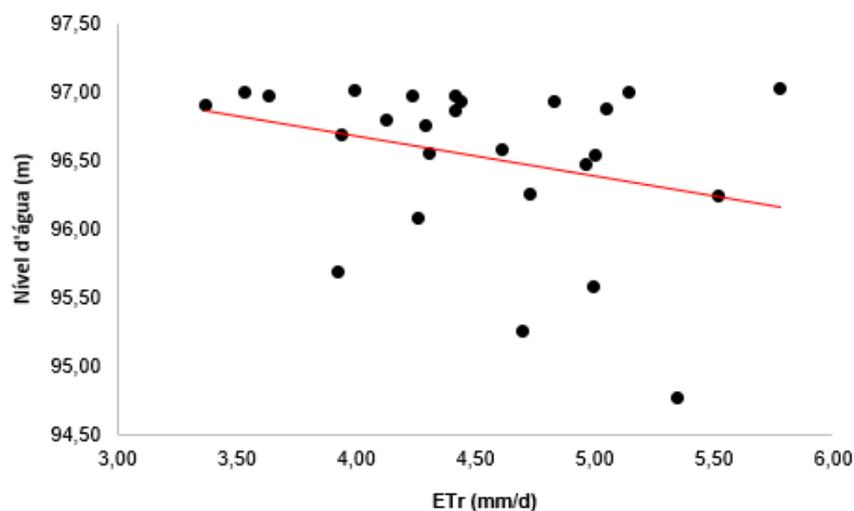
Embora exista tendência média de decréscimo da evapotranspiração real no período de 1993-2015, anterior ao enchimento do reservatório, causada supostamente pela retirada/submersão da cobertura vegetal à conversão de outros usos do solo conforme mostram os mapas da Figura 6, é possível notar que após a consolidação da área alagada da UHE Belo Monte no intervalo de 2016-2020, houve predominância de valores de ETr média acima de 5 mm/d.

Importante considerar que o presente estudo trabalhou com períodos distintos de dados: 1993-2015 (22 anos), antes do enchimento do reservatório, e 2016-2020 (4 anos), após o enchimento do reservatório. Dessa forma, a variação do comportamento da evapotranspiração real será bem distinta. Mesmo que o segundo período (2016-2020) revele tendência de aumento na ETr segundo o resultado da aplicação do teste de Mann-Kendall, não é possível inferir, através do pequeno intervalo de dados, que a evapotranspiração absoluta de 2016-2020 ultrapassará os valores absolutos correspondentes ao período antes do alagamento do reservatório (1993-2015). Além disso, como a UHE Belo Monte possui reservatório no modelo fio d'água, esta está sujeita a sofrer maiores impactos hidrológicos devido às mudanças climáticas, já que esse tipo de usina depende diretamente da vazão do rio na qual ela é instalada (CARVALHO, 2019).

Aliado ao principal fator averiguado neste estudo: o enchimento do reservatório e funcionamento da usina, o aumento da ETr no período de seca, a partir de 2016, pode estar relacionada ao resfriamento da Temperatura da Superfície do Atlântico Norte à época (SILVA et al., 2019), situação em que a umidade do solo pode exercer pouca ou nenhuma restrição à evapotranspiração. Destaca-se que o balanço da evaporação líquida resultante é espacialmente heterogêneo e dependente das condições climáticas locais, que controlam o regime pluviométrico e a capacidade de retenção de água no solo (ANA, 2021).

Seguindo as informações citadas, dentre os diversos impactos ambientais causados com a construção de Belo Monte, a submersão da cobertura vegetal é um dos principais mecanismos de influência na evapotranspiração real, isso porque a ETr corresponde a perda de água que ocorre no solo e numa superfície vegetada (THORNTHWAITE, 1948).

**Figura 10** – Comportamento da evapotranspiração real frente ao nível d'água no reservatório da UHE Belo Monte (2016-2020)



Conjugando com a análise da Figura 10, o coeficiente de correlação de Pearson calculado (-0,22) revela que as variáveis nível d'água no reservatório e evapotranspiração real possuem associação fraca, evidenciando que são inversamente proporcionais nas datas dos dados: valores baixos de ETr tendem a estar associados aos valores altos de nível d'água, ou vice-versa. Considerando que o nível do reservatório se relaciona estritamente com a altura da lâmina d'água, sabe-se que a área superficial do espelho d'água também sofrerá alterações com a flutuação do nível.

## CONCLUSÕES

Através dos resultados obtidos, foi constatado que a hipótese preditora foi satisfeita, uma vez que a ETr apresentou tendência positiva (+0,040 mm) com a instauração da área alagada correspondente ao reservatório da UHE Belo Monte. Isso permite induzir que a parcela de evaporação da água, presente na evapotranspiração local, é supostamente superior à parcela de transpiração das plantas, e, portanto, o aumento da superfície d'água causada pelo represamento teve influência na tendência de acréscimo na ETr média total do período, na faixa de 0,040 mm/dia no intervalo de 2016-2020 para as cenas disponíveis, substancialmente representada pela estação seca, na região do reservatório da UHE Belo Monte.

A construção de reservatórios produz benefícios econômicos em detrimento de grandes impactos socioambientais. Mudanças nas variáveis hidroclimatológicas, tais como a ETr avaliada neste trabalho, podem afetar o ciclo hidrológico da região, acentuando efeitos naturais e originando consequências antrópicas. Portanto, constata-se a importância de estudo contínuo frente à operação da UHE Belo Monte, considerando que, nos anos analisados neste trabalho, foi detectada tendência de acréscimo na ETr.

## REFERÊNCIAS

ABOU EL-MAGD, I. H.; ALI, E.M. Estimation of the evaporative losses from Lake Nasser, Egypt using optical satellite imagery. **International Journal of Digital Earth**, v. 5, n. 2, p. 133-146, 2012.

ALLEN, R. G.; TASUMI, M. e TREZZA, R. Satellite-based energy balance for mapping evapotranspiration with internalized calibration (METRIC)—Model. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, v. 133, p. 380–394, 2007.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Estimativas de evapotranspiração real por sensoriamento remoto no Brasil**. Brasília: ANA, 2020. 41 p. Disponível em <[www.snirh.gov.br](http://www.snirh.gov.br)>. Acesso em: jul. 2022.

ANA. Agência Nacional de Águas. **GeoNetwork - Portal para informações e dados espaciais**. Disponível em: <<https://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home>>. Acesso em: jul. 2022.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Massas D'água**. Brasília: ANA, 2019. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search#/metadata/7d054e5a-8cc9-403c-9f1a-085fd933610c>>. Acesso em: jul. 2022.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Evaporação líquida de reservatórios artificiais no Brasil**. 92p.: il. Brasília: ANA, 2021.

BARBOSA, L. S. A.; LOPES, P. M. O. Spatio-temporal variation of evapotranspiration around the Engenheiro Francisco Saboia Reservoir, Ibimirim-PE. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing**, v.12, n.2, p. 28-35, 2022.

BAYER, D. M. Efeitos das Mudanças do Uso da Terra no Regime Hidrológico de Bacias de Grande Escala. **Tese (Doutorado)** – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 172f., 2014.

BEZERRA, H. N.; BEZERRA, J. M.; RÊGO, A. T. A. Avaliação do método SEBAL para estimativa da evapotranspiração real diária no semiárido brasileiro. **Rev. Tecnol. Soc.**, Curitiba, v. 17, n. 47, p. 183-201, 2021.

CAIONI, C. Uso de Produtos Orbitais para Avaliação dos Efeitos de Eventos Extremos de Seca Sobre o Balanço de Energia da Superfície no Sudeste Amazônico. **Tese (Doutorado)** – Universidade do Estado do Mato Grosso, Nova Xavantina, 67f., 2020.

CARVALHO, D. M. Geração Elétrica e Mudanças Climáticas: Avaliação Econômico-Financeira de Usinas Hidrelétricas a Fio D'Água no Rio Tapajós. **Dissertação (Mestrado)** – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 164f., 2019.

CSF. CONSERVATION STRATEGY FUND. **Custos e benefícios do complexo hidrelétrico Belo Monte**: Uma abordagem econômico-ambiental. Série Técnica, 2006. Disponível em: <[https://www.conservation-strategy.org/sites/default/files/field-file/4\\_Belo\\_Monte\\_Dam\\_Report\\_mar2006.pdf](https://www.conservation-strategy.org/sites/default/files/field-file/4_Belo_Monte_Dam_Report_mar2006.pdf)>. Acesso em: jul. 2022.

CUI, H.; WANG, L. C.; WANG, H. J.; XIAO, W. H.; HOU, B. D.; GAO, B. Temporal and spatial changes of actual evapotranspiration and its relationship with meteorological factors in the Three Gorges Reservoir area. **Research of Soil and Water Conservation**, v. 193 n. 04, 2021.

DLOUHÁ, D. *et al.* Optimal Calibration of Evaporation Models against Penman–Monteith Equation. **Water**, v. 13, n. 11, p. 1484, 2021.

ELETROBRÁS. Avaliação Ambiental Integrada - Aproveitamentos Hidrelétricos da Bacia Hidrográfica do Rio Xingu. **Ministério de Minas e Energia**. Brasília, DF. 2009.

ELETRONORTE. **Complexo Hidrelétrico de Belo Monte** – Estudo de Impacto Ambiental, 2002.

FAINGUELERNT, M. B. A trajetória histórica do processo de licenciamento ambiental da Usina Hidrelétrica de Belo Monte. **Ambient. Soc.**, v. 19, n. 2, p. 245-264, 2016.

FISCH, G. F.; JANUÁRIO, M.; SENNA, R. C. Impacto ecológico em Tucuruí: climatologia. **Acta Amazônica**, v.20, n.1, 1990.

FISCH, G.; MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A. Uma revisão geral sobre o clima da Amazônia. **Acta Amazônica**, v. 28, n. 2, p. 101-126, 1998.

FREIRE, L. M.; DE LIMA, J. S.; DA SILVA, E. V. Belo Monte: fatos e impactos envolvidos na implantação da usina hidrelétrica na região Amazônica Paraense. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, MG. v.30, n.3, p.18-41. 2018.

FREITAS, M. A. V. e SOITO, J. L. S. Energia e Recursos Hídricos. Parcerias Estratégicas. Mudança do clima no Brasil: vulnerabilidade, impactos e adaptação. **Centro de Gestão de Estudos Estratégicos (CGEE)**, v. 13, n 27. Brasília, 2008.

FU, R.; YIN, L.; LI, W.; ARIAS, P.A.; DICKINSON, R. E.; HUANG, L.; CHAKRABORTY, S.; FERNANDES, K.; LIEBMANN, B.; FISHER, R.; MYNENI, R. B. Increased dry-season length over southern Amazonia in recent decades and its implication for future climate. **PNAS**, v. 110, p. 18110-18115, 2013.

GASH, J.H.C; NOBRE, C.A. Climatic effects of Amazonian deforestation: some results from ABRAÇOS. **Bulletin of American Meteorological Society**, v. 78, n. 5, p. 823-830, 1997.

GIAMBELLUCA, T. W.; ZIEGLER, A. D.; NULLET, M. A.; TRUONG, D. M. AND TRAN, L. T. Transpiration in a small tropical forest patch. **Agric. For. Met.**, v. 117, n. 122, 2003.

HASSAN, M. Evaporation estimation for Lake Nasser based on remote sensing technology. **Ain Shams engineering journal**, v. 4, n. 4, p. 593-604, 2013.

HIPPEL, K. W.; MCLEOD, A. I. Time Series Modelling of Water Resources and Environmental Systems. 1994.

HOPKINS, W. G. **Correlation coefficient: a new view of statistics. 2000.** Disponível em: <<http://www.sportsci.org/resource/stats/correl.html>>. Acesso em: 12 ago. 2022.

HUNT, J. D. *et al.* Energy crisis in Brazil: Impact of hydropower reservoir level on the river flow. **Energy**, v. 239, Part A, 2022.

IPCC. **Climate Change 2014: Synthesis Report.** Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Pachauri, R. K., Meyer, L. A. (eds.). IPCC, Geneva, Suíça. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>>. Acesso em: ago. 2020.

ISA. Instituto Socioambiental. **De olho no Xingu: Histórico de desmatamento e tendências atuais.** Série Cartô Brasil Socioambiental. Parte I, 2016.

KENDALL, M.G. **Rank Correlation Methods.** Charles Griffin, London. 1975.

KIPTALA, J. K. *et al.* Mapping evapotranspiration trends using MODIS and SEBAL model in a data scarce and heterogeneous landscape in Eastern Africa. **Water Resources Research**, v. 49, n. 12, p. 8495-8510, 2013.

KOHLER, M.A. *et al.* Evaporation from pans and lakes, **U.S. Weather Bureau Research**, n. 38, p. 1-21, 1955.

LUCAS, E. W. M. *et al.* Regionalização da precipitação na Bacia Hidrográfica do Xingu, Pará. In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, 14, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Sociedade Brasileira de Meteorologia. 2006.

MALHI, Y. *et al.* Energy and water dynamics of a central Amazonian rain forest. **J. Geophys. Res.**, v. 107, 2002.

- MAGALHÃES, S. M.; CUNHA, M. C. (s.). **A expulsão de ribeirinhos em Belo Monte**. São Paulo: SBPC, 448p., 2017.
- MANN, H.B. Nonparametric tests against trend. **Econometrica** 13, 245-259. 1945.
- MARENGO J. A. *et al.* The drought of Amazônia in 2005. **Journal of Climate**, n. 21, p. 495-516, 2008.
- MARENGO, J. A. *et al.* The drought of 2010 in the context of historical droughts in the Amazon region. **Geophysical Research Letters**, v. 38, p. 1-5, 2011.
- MARTINS, A. P. Uso de dados do sensor Modis/Água e do algoritmo Sebal para estimativa da evapotranspiração real na bacia do Rio Paranaíba. **Tese (Doutorado)** - Universidade Federal de Uberlândia, Minas Gerais, 149f., 2015.
- MATOS, R. C. M. *et al.* Análise multitemporal do albedo, NDVI e temperatura no entorno do reservatório de Itaparica – PE: anos de 1985 e 2010. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 67, p. 545-554, 2015.
- McSHANE, R. R.; DRISCOLL, K. P.; e SANDO, R. A review of surface energy balance models for estimating actual evapotranspiration with remote sensing at high spatiotemporal resolution over large extents. **U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report**, n. 5087, 2017.
- MELO, E.T. *et al.* Aplicação do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) para análise da degradação ambiental da microbacia hidrográfica do Riacho dos Cavalos, Crateus-CE. **Ra'e Ga**, v. 23, 2011.
- MOHAN, S.; ARUMUGAM, N. Relative importance of meteorological variables in evapotranspiration: factor analysis approach. **Water Resources Management**, Índia, 10:1-20. 1996.
- NEETI, N; EASTMAN, J.R. A Contextual Mann-Kendall Approach for the Assessment of Trend Significance in Image Time Series. **Transactions in GIS**, 15(5): 599-611. 2011.
- NOBRE, C.A.; GASH, J.H.C.; ROBERTS, J.M.; VICTORIA, R.L. Conclusões do projeto ABRAÇOS. In: Gash, J.H.C.; Nobre, C.A.; Roberts, J.M.; Victoria, R.L. (eds). Amazonian deforestation and climate. **John Wiley & Sons**, p. 586-595, 1996.

NORTE ENERGIA. **Projeto básico ambiental**. Tomo V, V. 7. Brasília, 109p., 2010.

NORTE ENERGIA. **19º Relatório anual sócio ambiental independente do projeto UHE Belo Monte**. 2016. Disponível em: <<https://www.norteenergiasa.com.br/pt-br/uhe-belo-monte>>. Acesso em: jul. 2022.

NORTE ENERGIA. **UHE Belo Monte, a maior usina hidrelétrica 100% brasileira**. 2019. Disponível em: <<https://www.norteenergiasa.com.br/pt-br/uhe-belo-monte/a-usina>>. Acesso em: jul. 2020.

NORTE ENERGIA. **Vazões e Níveis do Rio Xingu**. 2022. Disponível em: <<https://www.norteenergiasa.com.br/pt-br/uhe-belo-monte/vazoes-e-niveis-do-rio-xingu-100755>>. Acesso em: jul. 2022.

OLIVEIRA, L. M. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SILVA, B. B.; ANTONIO, A. C. D.; MOURA, A. E. S. S.; Evapotranspiração real em bacia hidrográfica do Nordeste brasileiro por meio do SEBAL e produtos MODIS. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.**, v.18, n.10, 2014.

OLIVEIRA, G. *et al.* Evapotranspiration and Precipitation over Pasture and Soybean Areas in the Xingu River Basin, an Expanding Amazonian Agricultural Frontier. **Agronomy**, v. 10, n. 1112, p. 1-14, 2020.

PEREIRA, S. B.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D.; RAMOS, M. M. Evaporação líquida no lago de Sobradinho e impactos no escoamento devido à construção do reservatório. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.13, n.3, p.346–352, 2009.

PEREIRA, C. S.; TARGA, M. S.; DA SILVA ALMEIDA, A. A. Evaporação líquida em reservatórios artificiais. **Revista Técnica Ciências Ambientais**, v. 1, n. 2, p. 1-7, 2019.

PRAXEDES, C. F. Estimativa da evaporação e eutrofização em reservatórios artificiais do semiárido: Uma abordagem com modelagem em sensoriamento remoto. **Dissertação (Mestrado)** - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 108f., 2021.

RODRIGUES, A. L.; VILLA, P. M.; RODRIGUES, A. C.; MATA, R. A.; MARTORANO, L. G. Balanço hídrico de uma microbacia hidrográfica na Mata Atlântica: implicações para o manejo de recursos hídricos. **Revista Brasileira de Climatologia**, v.26, p. 614-628, 2020.

RODRIGUES, C. M. *et al.* Reservoir evaporation in a Mediterranean climate: comparing direct methods in Alqueva Reservoir, Portugal. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 24, n. 12, p. 5973-5984, 2020.

SANTOS, G. M. Análise do EIA-RIMA - Ictiofauna. In: MAGALHÃES, S. M. S. B.; HERNANDEZ, F. D. M. **Painel de especialistas: análise crítica do estudo de impacto ambiental do aproveitamento hidrelétrico de Belo Monte**. Belém: [sn], p. 161-166, 2009.

SANTOS, C.A.C.; WANDERLEY, R.L.N.; ARAÚJO, A.L.; BEZERRA, B.G. Obtenção do saldo de radiação em áreas de pastagem e Floresta na Amazônia (estação seca) através do sensor MODIS. **Revista brasileira de meteorologia**, v. 29, n. 3, p. 420-432, 2014.

SANTOS, F. A. A.; ROCHA, E. J. P.; SANTO, J. S. Dinâmica da Paisagem e seus Impactos Ambientais na Amazônia. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.12, n.05, p. 1794-1815, 2019.

SENAY, G. B. *et al.* Operational Evapotranspiration Mapping Using Remote Sensing and Weather Datasets: A New Parameterization for the SSEB Approach. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 49, n. 3, p. 577-591, 2013.

SILVA, E. M.; ALVES, J. M. B.; CASTRO, M. A. H.; VIEIRA, V. P. P. B.; CAMPOS, J. N. B. Uma aplicação de conjuntos difusos na otimização do prognóstico de Consenso sazonal de chuva no nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**., v. 22, n. 1, p. 83-93, 2007.

SILVESTRE, K. S. Mapeamento da dinâmica fluvial na Volta Grande do Xingu por meio de imagens multitemporais do satélite Sentinel-1. **Dissertação (Mestrado)** – Universidade de Brasília, Brasília, 52f., 2019.

SOUZA JÚNIOR, W. C. de; REID, J.; LEITÃO, N. C. S. **Custos e benefícios do complexo hidrelétrico Belo Monte: Uma abordagem econômico-ambiental**. Conservação Estratégica, Série Técnica. 4ª ed. 2006.

SOARES, Alexandre Kepler et al. Análise do balanço hídrico serial na bacia da represa do Broa, SP. 2003, XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais..** Curitiba: ABRH, 2003.

SOUZA JÚNIOR, W. C. de; REID, J. Análise De Riscos Socioeconômicos E Ambientais Do Complexo Hidrelétrico De Belo Monte. **ANPPAS**, Florianópolis, SC. 2010.

TARTARI, R. et al. Estimativa da evapotranspiração em área com formação de campos naturais e floresta na Amazônia brasileira. In: Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, XIV, Paraná. **Anais...** ABES, 2018.

THORNTHWAITE, C. W. An approach toward a rational classification of climate. **Geographic Review**, New York, v. 38, p. 55-94, 1948.

TOLMASQUIM, M. T. Energia Renovável - Hidráulica, Biomassa, Eólica, Solar, Oceânica. **Empresa de Pesquisa Energética**. Rio de Janeiro-RJ. 2016.

USGS - United States Geological Survey. **Landsat Missions Timeline**. 2016. Disponível em: <<https://www.usgs.gov/media/images/landsat-missions-timeline>>. Acesso em: 02 nov. 2022.

USGS - United States Geological Survey. **Landsat 7**. Disponível em: <[https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-7?qt-science\\_support\\_page\\_related\\_con=0#qt-science\\_support\\_page\\_related\\_con](https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-7?qt-science_support_page_related_con=0#qt-science_support_page_related_con)>. Acesso em: 18 out. 2022.

VIEIRA, M. **Fim de festa em Belo Monte**. Projeto Colabora. Disponível em: <<https://projetcolabora.com.br/florestas/fim-de-festa-em-belo-monte/>>. Acesso em: jun. 2022.

WANG, X. *et al.* Gravity Recovery and Climate Experiment (GRACE) detection of water storage changes in the Three Gorges Reservoir of China and comparison with in situ measurements. **Water Resour. Res.**, v. 47, W12502, 2011.

WANG, S. *et al.* Remote sensing inversion characteristic and driving factor analysis of wetland evapotranspiration in the Sanmenxia Reservoir area, China. **Journal of Water and Climate Change**, v. 13, n. 3, p. 1599-1611, 2022.

WRIGHT, I.R.; GASH, J.H.C.; ROCHA, H.R.; SHUTTLEWORTH, W.J.; NOBRE, C.A.; MAITELH, G.T.; ZAMPARONI, C.A.G.P.; CARVALHO, P.R.A. Dry season micrometeorology of central amazonian ranch land. **Quarterly Journal of Royal Meteorological Society**, v. 118, n. 508, p. 1009-1083, 1992.

YUAN, Y.; YAN, D.; JIA, Y.; HU, D. The impact of scale change of land use on evapotranspiration in Nenjiang River basin. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 43, n. 12, p. 1440–1446, 2012.

YUE, S; PILON, P; CAVADIAS, G. Power of the Mann-Kendall and Spearman's rho tests for detecting monotonic trends in hydrological series. **Journal of Hydrology** 259:254-271. 2002.

ZELAZOWSKI. P.; MALHI, Y.; HUNTINGFORD, C.; SITCH, S.; FISHER, J. B. Changes in the potential distributions of humid tropical forests on a warmer planet. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London – Biological Sciences**, v. 369, p. 137-160, 2011.

ZHANG, W; YAN, Y; ZHENG, J; LI, L; DONG, X; CAI, H. Temporal and spatial variability of annual extreme water level in the Pearl River Delta region, China. **Global and Planetary Change** 69:35-47. 2009.

ZHENG, Y. *et al.* Using satellite gravity and hydrological data to estimate changes in evapotranspiration induced by water storage fluctuations in the Three Gorges reservoir of China. **Remote Sensing**, v. 12, n. 13, p. 2143, 2020.

ZHENG, Y. *et al.* Using GRACE and hydrological data to estimate changes of evapotranspiration in the Three Gorges Reservoir. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 660. n. 1, 2021.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Bacia Hidrográfica do Rio Xingu possui grande relevância no Brasil, uma vez que está inserida em área de conversão ecológica de dois dos principais biomas mundiais: Floresta Amazônica e Cerrado. No cenário internacional sua importância cresceu com a quantidade de povos indígenas habitantes, e o número considerável de Unidades de Conservação (UC), principalmente após a iniciativa de um projeto audacioso para geração de energia: a construção da Usina Hidrelétrica de Belo Monte. Por esses motivos, a área de estudo escolhida consistiu em uma região que sofre com a intensa atividade exploratória de recursos naturais, conseqüente retirada da cobertura vegetal, e inúmeros efeitos sobre o ciclo hidrológico da região.

O presente trabalho estimou a evapotranspiração real e avaliou seu comportamento a partir de diferentes ângulos, complementares entre si: mediante os diferentes produtos e modelos disponíveis no universo do sensoriamento remoto (FLDAS, MOD16A2, PML\_V2, TerraClimate, ERA5-Land, GLEAM\_v3.3a, SSEBop e FLUXCOM); a interferência relacionada às mudanças no uso e cobertura do solo; e a variação frente a construção da área alagada da represa de Belo Monte. De início, é importante destacar que os resultados foram avaliados em diferentes escalas de área, sendo no Capítulo 1 a escala da Bacia do Xingu e suas cinco sub-bacias, enquanto no capítulo 2 restringiu-se apenas à Bacia do Xingu, e no Capítulo 3, em escala ainda menor, foi analisado a área do reservatório da UHE Belo Monte.

O Capítulo 1 consagrou o uso de técnicas de sensoriamento remoto para aferição de variáveis hidrológicas, especificamente a evapotranspiração, que possui difícil obtenção in loco em função da sua dependência a diversos fatores climáticos. Assim, estudando os diversos produtos existentes e validados para estimar a ET, o referido capítulo revelou que, além da considerável precisão entre os dados e à mediana dos modelos, os produtos que mais convergiram-se nos resultados foram o MOD16A2 e o GLEAM\_v3.3a, provado através da aplicação de variadas análises estatísticas.

No Capítulo 2 foi corroborada a relação de influência que as mudanças na cobertura do solo possuem sob a evapotranspiração da região, já encontrada por diversos autores. No presente, a novidade ficou a cargo da criação de um produto que correspondeu à mediana da ET estimada a partir da aplicação de oito conjuntos de sensoriamento remoto para a estimativa da evapotranspiração, fazendo frente à avaliação da cobertura nas faixas de conversão: Floresta para Pasto; Floresta para Área Agrícola; Cerrado para Pasto; Cerrado para Área Agrícola. Na média total do período, foi possível verificar tendência de aumento na ET

para todas as faixas de conversão, com exceção da Cerrado-Área Agrícola, que retornou decréscimo na ET.

Por último, o Capítulo 3 inova com o estabelecimento de relação entre a evapotranspiração e os efeitos da construção de um reservatório hidrelétrico. Conforme já pontuado em seu bojo, é válido destacar que a UHE Belo Monte opera como usina à fio d'água, o que diminui consideravelmente o volume de água em regime lântico na operação, fator que influenciou no comportamento da ET. Entretanto, foi possível identificar que a evapotranspiração tende a crescer com a existência e operação do reservatório, se comparado ao período anterior à sua existência, tendo à estação seca como principal influenciadora do aumento da média total do período.

Desse modo, pode-se afirmar que a metodologia proposta em cada capítulo é consistente com os resultados observados na própria bacia do Xingu e em diversos estudos realizados em outras regiões do globo. Tão logo, os resultados encontrados pelo presente estudo se tornam úteis nos estudos envolvendo as mudanças na cobertura do solo em bacias de grandes escalas, e a metodologia de obtenção dos mesmos se torna factível de ser replicada em outras bacias.

De acordo com os resultados gerados a partir da metodologia aplicada a cada bacia, recomenda-se à trabalhos futuros a utilização de outros programas e/ou aplicativos existentes na avaliação da evapotranspiração do reservatório da UHE Belo Monte, além do SSEBop BR Evapotranspiration, utilizado no presente.

**APÊNDICE A – Tabela de referência das imagens extraídas para obtenção da ETr média na área alagada do reservatório da UHE Belo Monte**

<b>Cena</b>	<b>Pixels Válidos UHE (%)</b>	<b>Índice de Nuvem Aceitável (%)</b>	<b>Índice de Nuvem (%)</b>	<b>ETr média (mm/d)</b>
1993-01-07	13,85	< 45%	39,00	4,007
1993-08-19	74,65		35,00	5,653
1993-09-04	87,09		13,00	5,998
1993-10-06	76,90		32,00	6,645
1994-05-18	16,72		43,00	4,622
1994-06-19	22,97		40,00	4,632
1994-07-21	19,52		18,00	4,713
1995-06-22	71,03		43,00	4,315
1995-07-08	44,13		11,00	4,442
1996-05-23	57,63		18,00	3,918
1996-06-08	98,81		34,00	4,201
1996-07-26	100,34		0,00	5,778
1996-08-27	65,58		16,00	6,072
1996-09-12	37,64		41,00	6,079
1996-10-30	32,15		18,00	6,225
1997-06-27	70,73		37,00	3,978
1997-09-15	38,37		22,00	6,062
1997-11-02	72,95		8,00	6,117
1998-09-18	99,99		19,00	5,644
1998-10-20	100,27		13,00	5,065
1999-07-03	90,91		6,00	5,332
1999-08-04	64,68		19,00	5,706
1999-08-12	18,21		29,00	6,098
1999-10-23	59,63		28,00	6,148
2000-01-11	48,56		38,00	4,686
2000-06-19	17,50		37,00	4,121
2000-07-05	46,68		30,00	4,618
2000-08-14	36,40		30,00	5,885
2000-09-07	75,35		26,00	6,119
2000-10-25	29,81		20,00	4,698

2001-08-01	46,35	< 45%	18,00	6,255
2001-08-17	86,77		9,00	6,311
2001-10-12	57,54		32,00	6,369
2001-11-05	24,82		18,00	6,246
2001-11-13	94,80		10,00	6,210
2001-11-21	41,40		36,00	6,033
2001-12-15	57,36		30,00	5,792
2002-03-29	98,60		18,00	5,230
2002-06-17	82,13		11,00	4,623
2002-08-20	37,13		18,00	4,711
2002-11-24	44,09		37,00	4,852
2003-05-19	57,47		26,00	5,881
2003-07-22	50,70		25,00	5,778
2003-08-23	92,59		17,00	5,815
2003-11-19	22,63		28,00	5,769
2004-06-06	98,70		12,00	4,919
2004-06-22	100,85		9,00	5,288
2004-07-16	54,65		21,00	4,938
2004-08-01	96,58		2,00	5,706
2004-08-25	46,91		25,00	6,007
2004-09-10	51,78		6,00	6,053
2005-07-19	69,69		20,00	5,636
2005-07-27	16,25		21,00	5,933
2005-08-04	98,52		10,00	6,398
2005-09-13	59,10		9,00	6,435
2005-10-23	33,68		29,00	6,470
2005-10-31	78,83		28,00	6,305
2005-11-08	79,53		21,00	6,117
2006-06-04	100,67		1,00	5,103
2006-06-20	100,85		0,00	5,458
2006-07-14	69,53		6,00	5,948
2006-08-07	92,85		4,00	6,438
2006-10-26	71,27		16,00	6,128
2007-06-23	100,79		0,00	4,916
2007-07-09	83,09		10,00	4,849

2007-07-17	49,13	< 45%	28,00	5,189
2007-08-02	100,88		6,00	5,837
2008-07-11	100,04		2,00	4,885
2007-09-27	58,75		16,00	6,220
2008-09-05	99,05		6,00	5,860
2008-09-29	38,55		17,00	6,075
2009-07-06	67,91		15,00	5,115
2009-07-22	49,85		24,00	5,233
2009-08-07	93,08		3,00	5,358
2009-09-08	69,32		33,00	5,608
2009-10-18	85,88		30,00	5,921
2009-11-19	61,86		25,00	5,770
2010-07-25	57,29		15,00	4,550
2010-09-11	78,08		34,00	4,975
2010-09-27	22,29		17,00	4,998
2011-07-04	95,34		3,00	4,930
2011-07-28	100,87		0,00	4,334
2011-09-14	40,00		33,00	4,066
2011-09-30	73,94		32,00	3,977
2011-10-08	37,31		35,00	3,989
2012-06-28	61,62		35,00	4,297
2012-07-30	81,29		31,00	4,527
2012-10-02	98,37		7,00	4,659
2013-08-02	69,80		12,00	4,954
2013-09-03	43,65		37,00	5,022
2013-09-11	43,08		34,25	5,252
2013-09-27	35,42		37,00	5,287
2013-10-21	79,13		32,00	5,451
2013-11-22	21,79		35,00	5,612
2014-07-28	69,13		19,50	4,619
2014-09-30	60,43		32,51	4,323
2014-11-01	85,40		26,44	4,701
2014-11-25	44,12		13,00	3,778
2014-12-03	40,68		15,45	3,321
2014-12-27	45,78		23,00	5,156

2015-07-15	100,81	< 45%	3,39	4,159
2015-08-16	77,19		16,27	4,468
2015-08-24	94,64		2,00	4,381
2015-11-28	50,72		19,00	5,380
2016-06-23	20,32		19,00	4,440
2016-07-01	67,91		23,34	4,415
2016-07-09	87,53		24,00	4,240
2016-07-17	100,28		7,04	4,125
2016-07-25	100,01		4,00	3,639
2016-08-02	100,85		2,76	3,927
2016-09-19	84,13		19,46	5,349
2017-07-12	100,78		8,00	4,296
2017-07-20	100,86		1,56	3,534
2017-07-28	100,88		0,00	3,367
2017-09-06	99,69		1,33	4,261
2017-09-14	77,01		5,00	4,994
2018-06-13	100,71		1,00	4,616
2018-09-01	94,87		24,00	3,939
2019-06-08	70,51		19,99	4,307
2019-07-26	100,52		19,27	4,828
2019-08-11	100,86		2,33	3,994
2019-08-19	93,70		6,00	5,780
2019-09-12	26,68		25,81	4,414
2019-09-20	98,90		14,00	5,521
2020-06-18	94,31		12,00	4,728
2020-07-28	100,87		0,00	4,964
2020-08-05	100,20		4,00	5,142
2020-09-06	48,19		20,00	5,049
2020-09-14	48,61		26,99	5,004
2020-12-11	49,48		27,00	4,699