



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

SAMARA FERNANDA DA SILVA

**USO E COBERTURA DO SOLO E PRECIPITAÇÃO NO REGIME DAS VAZÕES DA  
BACIA DO RIO GRANDE – BA**

Recife  
2023

SAMARA FERNANDA DA SILVA

**USO E COBERTURA DO SOLO E PRECIPITAÇÃO NO REGIME DAS VAZÕES DA  
BACIA DO RIO GRANDE – BA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil do Centro de Tecnologia e Geociências da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientadora: Profa. Dra. Suzana Maria Gico Lima Montenegro (UFPE).

Coorientadora: Profa. Dra. Yvonilde Dantas Medeiros (UFBA)

Recife

2023

Catálogo na fonte  
Bibliotecária Rosineide Mesquita Gonçalves da Luz, CRB-4 / 1361

S586u Silva, Samara Fernanda da.  
Uso e cobertura do solo e precipitação no regime das vazões da Bacia do Rio Grande  
- Ba / Samara Fernanda da Silva – 2023.  
173p.: il., figs., quads. e tabs.

Orientadora: Profa. Dra. Suzana Maria Gico Lima Montenegro  
Coorientadora: Profa. Dra. Yvonilde Dantas Medeiros.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-  
Graduação em Engenharia Civil. Recife, 2023.  
Inclui referências.

1. Engenharia civil. 2. CHIRPS. 3. LUCC. 4. Séries Hidrológicas. 5. SWAT. I.  
Montenegro, Suzana Maria Gico Lima (Orientadora). II. Medeiros, Yvonilde Dantas  
(Coorientadora). III. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.)

BCTG/2023-183

**SAMARA FERNANDA DA SILVA**

**USO E COBERTURA DO SOLO E PRECIPITAÇÃO NO REGIME DAS  
VAZÕES DA BACIA DO RIO GRANDE – BA**

Tese em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito para obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil, Área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Aprovada em 03/08/2023

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Suzana Maria Gico Lima Montenegro – UFPE  
Coorientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Yvonilde Dantas Pinto Medeiros - UFBA

**BANCA EXAMINADORA**

participação por videoconferência  
Prof. Dr. Alfredo Ribeiro Neto (examinador interno)  
Universidade Federal de Pernambuco

participação por videoconferência  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Andréa Sousa Fontes (examinadora externa)  
Universidade Federal da Bahia

participação por videoconferência  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Carolyne Wanessa Lins de Andrade Farias (examinadora externa)  
Universidade Federal da Paraíba

participação por videoconferência  
Prof. Dr. Richarde Marques da Silva (examinador externo)  
Universidade Federal da Paraíba

participação por videoconferência  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Josiclêda Domiciano Galvêncio (examinadora externa)  
Universidade Federal de Pernambuco



Emitido em 10/08/2023

APROVACAO DA BANCA Nº 182/2023 - PPGEC (11.65.18)

(Nº do Protocolo: NÃO PROTOCOLADO)

*(Assinado digitalmente em 10/08/2023 09:04 )*

ALFREDO RIBEIRO NETO  
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR  
DEPECA (11.65.60)  
Matricula: ##8888#1

*(Assinado digitalmente em 11/08/2023 08:18 )*

JOSICLEDA DOMICIANO GALVINCIO  
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR  
DEPCG (11.51.46)  
Matricula: ##108#0

*(Assinado digitalmente em 12/08/2023 22:57 )*

SUZANA MARIA GICO LIMA MONTENEGRO  
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR  
DEPECA (11.65.60)  
Matricula: ##8335#0

Visualize o documento original em <http://sipac.ufpe.br/documentos/> informando seu número: 182, ano: 2023, tipo:  
APROVACAO DA BANCA, data de emissão: 10/08/2023 e o código de verificação: be2ce6e988

## **AGRADECIMENTOS**

Daqueles momentos que não sei por onde começar... Ser estudante de doutorado em qualquer contexto não é uma travessia fácil, especialmente em um período pandêmico, com perdas duras e irreparáveis e se não baste, repleto de negacionismo! Foram momentos tão incertos que cheguei a duvidar de tudo, inclusive deste momento. Houve também reforços/reconstruções/construções de laços, houve afeto, acolhimento, cooperação, compartilhamento e solidariedade tornando assim a travessia menos dolorosa, menos solitária, menos difícil. Foi um trabalho coletivo, não tenho dúvida! Como foi decisivo ter toda uma rede de apoio e a esta rede toda a minha gratidão. Assim, agradeço:

À Espiritualidade que por algum motivo me fez permanecer, estar viva, cuidando e sendo cuidada, percorrendo caminhos que nem imaginei existir, encontrado sentido e propósitos, sempre rodeada de pessoas tão especiais.

Às minhas famílias por todo cuidado, afeto e amor. Minha gratidão pelo apoio essencial na minha vida. Vocês são meu refúgio, onde me reencontro e reconecto.

Às minhas orientadoras, professoras Suzana Montenegro e Yvonilde Medeiros, pela inspiração, motivação e conhecimentos transmitidos.

Aos professores do Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos (GRH) da UFPE, em especial aos professores Alfredo Ribeiro Neto e Anderson Paiva, Jaime Cabral, Leidjane Oliveira e Sylvana Santos.

Aos professores e amigos Andrea Fontes (UFBA) e Luís Gustavo Amaral (UFOB) pelas inestimadas contribuições, colaborações e reuniões ao longo dessa travessia. Meu obrigada também a minha amiga Maiara Macedo (UFOB) por nossas longas e quase diárias conversas. Vocês me acalmaram em momentos em que duvidei ser possível continuar com o presente objeto de pesquisa.

Aos amigos e parceiros Diego Araújo e Jussara Freire por toda contribuição, partilha, amizade e trocas ao longo dessa jornada. Agradeço também a Rodrigo de Queiroga Miranda por toda generosidade, presteza e imprescindíveis contribuições.

Aos meus amigos da UFPE, em especial aos das salas 14 e 19, e aos Varzeanos, por todo acolhimento, parcerias, amizade, prévias, manifestações contra o inominável, carnavais, festas juninas e apoio durante toda essa jornada. Vocês trouxeram leveza e alegria durante minha estadia em Pernambuco.

Ao grupo de estudo do SWAT/UFPE por toda presteza, compartilhamento e aprendizado. Nossos encontros virtuais, especialmente durante a pandemia, foram

não somente importantes para conduzir/reconduzir etapas da pesquisa como meio de motivação e estímulo.

Ao grupo Águas do Oeste, em especial a Marquinhos, Samuel, Amanda, Martin e Fernanda, por todos os diálogos, relatos e reflexões. Nossos encontros foram fundamentais no desenho desta pesquisa, sendo motivação para continuidade dos estudos.

À querida promotora Dr<sup>a</sup> Luciana Khoury por toda inspiração em defesa das águas e da justiça ambiental.

Aos meus queridos e estimados professores Asker Kiperstok, Eduardo Cohin, Lafayette Luz, Luíz Roberto Moraes e Patrícia Borja por todo incentivo ao longo da minha jornada acadêmica.

Às minhas amigas Julia Cintra, Hidaiane Fraga, Rochele Vasconcelos e Vanine Menezes que compartilharam comigo o 201.

Aos meus amigos Antônio Alves Dias Neto, Claudine Sodré, Daiane Gomes, Ítalo Aleluia, Mussio Pirajá (in memoria) e Tamila Marques por todo incentivo ainda na fase de seleção para o doutorado. Vocês me mostraram que era possível sonhar mesmo quando ainda não havia possibilidade alguma do afastamento integral.

À professora Marília Caceres (UFOB) pelas consultas e auxílio durante a fase de tratamento estatísticos dos dados.

As servidoras da secretaria da pós-graduação de Engenharia Civil e da Biblioteca do CTG por toda presteza e gentileza no atendimento para conosco.

À Universidade Federal de Pernambuco pela oportunidade de realização do doutorado.

À UFOB pela oportunidade da capacitação docente, aos amigos e colegas do Campus Edgar Santos. Agradeço também ao Centro das Ciências Exatas e das Tecnologias por todo apoio e suporte ao longo dos 4 anos de afastamento.

A todos que me ajudaram ao longo desta jornada, direta ou indiretamente, meu muito obrigada! Por fim:

“E aprendi que se depende sempre  
De tanta, muita, diferente gente  
Toda pessoa sempre é as marcas  
Das lições diárias de outras tantas pessoas

...  
É tão bonito quando a gente vai à vida  
Nos caminhos onde bate, bem mais forte o coração”.

“Ninguém caminha sem aprender a caminhar, sem aprender a fazer o caminho caminhando, refazendo e retocando o sonho pelo qual se pôs a caminhar”.

(FREIRE, 1997, p.79).

## RESUMO

A bacia do rio Grande é um importante afluente do rio São Francisco, faz parte de uma das fronteiras agrícolas mais ativa do mundo e vem passando por alterações do uso e cobertura do solo (LUCC). A década de 2010 a 2020 foi marcada por redução dos volumes de chuva, o que contribuiu com o aumento quase que exponencial da agricultura irrigada. Tais fatores, culminaram no aumento dos conflitos de posse de terra e água. Assim, compreender os processos hidrológicos tornam-se determinante para o gerenciamento e gestão das águas da bacia. Desse modo, a presente pesquisa teve como objetivo avaliar os efeitos/impactos das mudanças do LUCC e das precipitações nos componentes do balanço hídrico da bacia do rio Grande e espacial no regime das vazões. Foram então inicialmente estudados isoladamente as duas variáveis – precipitações e o LUCC – e, posteriormente, realizada a modelagem hidrológica por meio da calibração multi-sítio sequencial. Na sequência, foram realizadas simulações para avaliar os efeitos isolados e integrados das duas variáveis sobre o escoamento superficial. Devido à baixa densidade da rede pluviométrica, optou por utilizar as precipitações estimadas pelo produto *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data* (CHIRPS), o que demandou sua validação por meio da técnica “ponto-a-pixel”. Foram utilizadas 11 estações pluviométricas e então comparados com as estimadas pelo CHIRPS, a nível mensal usando o período de 1981 a 2020. O CHIRPS foi preciso na detecção de chuva, satisfatório na probabilidade de detecção destes eventos e exibiu boa capacidade para representar a variação espaço temporal da precipitação. A análise LUCC foi realizada por meio de métricas de ecologia da paisagem (período de 1990 a 2020) e correlações das áreas das classes de uso com as vazões próximo ao exutório da bacia. Reduções significativas das áreas das classes foram observadas, especialmente de vegetações nativas (diminuição) e áreas antropizadas (aumento). Foram observadas tendência de reduções das vazões médias, mínimas e máximas e correlações significativas fortes entre as vazões médias e mínimas com o aumento das áreas de agricultura (sequeiro e irrigada), pastagem e infraestrutura urbana. Na modelagem hidrológica utilizou o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) alimentado com as estimativas do CHIRPS, calibrado e validado com 11 (onze) estações pluviométricas para três períodos distintos (LUCC 1990 e dados climatológicos de 1981 a 1995; LUCC 2010 e dados climatológicos de 1996 a 2010; LUCC 2015 e dados climatológicos de 2011 a

2020) usando a técnica de calibração multi-sítio-sequencial. Após esta etapa, por meio da técnica 'um fator de cada vez' foram simulados experimentos – arranjo de combinação LUCC e série de precipitação estimada pelo CHIRPS. Os resultados mostram que o SWAT teve desempenho satisfatório em sua análise nos três períodos estudados em escala mensal, especialmente, nas sub-bacias de nascentes. O modelo representou bem o declínio progressivo das vazões em todas as estações fluviométricas. A precipitação foi a variável mais sensível na geração do escoamento superficial, entretanto à medida que as precipitações são reduzidas, aumenta a sensibilidade do escoamento superficial da BHGR ao LUCC.

**Palavras-chave:** CHIRPS; LUCC; séries hidrológicas; SWAT.

## ABSTRACT

The Rio Grande basin (BHRG) is an important tributary of the São Francisco river, it is part of one of the most active agricultural frontiers in the world and has been undergoing changes in land use and land cover (LUCC). Additionally, the decade from 2010 to 2020 was marked by a reduction in rainfall, which contributed to an almost exponential increase in irrigated agriculture. Such factors culminated in the increase of land and water tenure conflicts. Thus, understanding the hydrological processes becomes crucial for the management of the basin's waters. Thus, this research aimed to evaluate the effects/impacts of changes in land cover use and precipitation on the components of the water balance of the Rio Grande basin, in particular on the flow regime. The two variables – precipitation and the LUCC – were then initially studied separately and, subsequently, hydrological modeling was carried out and, finally, simulations were carried out to evaluate separately and separately the effects of the two variables on surface runoff. Due to the low density of the rainfall network, it chose to use the rainfall estimated by the Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data (CHIRPS) product, which required validation using the “point-to-pixel” technique. Eleven rainfall stations were used and then compared with those estimated by CHIRPS, on a monthly basis using the period 1981 to 2020. CHIRPS was accurate in detecting rainfall, satisfactory in the probability of detecting these events and exhibited good ability to represent spatial variation. precipitation time. The LUCC analysis was carried out using landscape ecology metrics (from 1990 to 2020) and correlations of areas of use classes with flows near the basin outlet. Significant reductions in the areas of the classes were observed, especially of native vegetation (reductions) and anthropized areas (increase). There was a trend of reductions in average, minimum and maximum flows and strong significant correlations between average and minimum flows with the increase in areas of rainfed agriculture, irrigated agriculture, pasture and urban infrastructure. In the hydrological modeling, the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model was used, which was fed with CHIRPS estimates, calibrated and validated for three different periods (LUCC 1990 and climatological data from 1981 to 1995; LUCC 2010 and climatological data from 1996 to 2010; LUCC 2015 and climatological data from 2011 to 2020) using the multi-site-sequential calibration technique. After this stage, using the 'one factor at a time' technique, experiments were simulated – LUCC combination arrangement and precipitation series estimated by CHIRPS. The results show that the SWAT performed

satisfactorily in its analysis in the three periods studied on a monthly scale, especially in the headwaters sub-basins. The model well represented the progressive decline of flows in all fluviometric stations. Precipitation was the most sensitive variable in the generation of runoff, however as precipitation is reduced, the sensitivity of runoff from BHGR to LUCC increases.

**Keywords:** CHIRPS; LUCC; hydrological series; SWAT.

## LISTA DE FIGURAS

### ARTIGO 1 – VALIDAÇÃO DA ESTIMATIVA DE PRECIPITAÇÃO DO CHIRPS NA BACIA DO RIO GRANDE – BAHIA, BRASIL DURANTE O PERÍODO DE 1981 – 2020

Figura 1 –	Localização da bacia hidrográfica do Rio Grande, no estado da Bahia, região Nordeste do Brasil	30
Figura 2 –	Elevação, declividade, localização das estações pluviométricas in situ e grade do CHIRPS utilizadas neste estudo.	32
Figura 3 –	Precipitação estimada pelo CHIRPS e observada pelos pluviômetros, em escala temporal mensal, para o período de 1981 - 2020. a) 1143010, b) 1144005, c) 1144014, d) 1145001, e) 1145004, f) 1145013, g) 1145014, h) 1244019, i) 1245004, j) 1245005, k) 1245007.	35
Figura 4 –	Precipitações pluviiais mensais – CHIRPS (esquerda) e pluviômetros (direita) – na Bacia do Rio Grande, estado da Bahia – período de 1981 a 2020.	38
Figura 5 –	Métricas estatísticas dos dados de precipitação estimados e observados, em escala mensal do período de 1991 – 2020. a) 1143010, b) 1144005, c) 1144014, d) 1145001, e) 1145004, f) 1145013, g) 1145014, h) 1244019, i) 1245004, j) 1245005, k) 1245007.	44
Figura 6 –	BIAS, ME, RMSE e NES das estimativas de precipitação do CHIRPS por período na bacia do Rio Grande – BA.	45
Figura 7 –	Quantitativo de erros tipo F ao longo dos meses.	49
Figura 8 –	Normais climatológicas da estação do INMET localizada na cidade de Barreiras – BA: a) Temperatura média mensal; b) Umidade relativa do ar; c) Evaporação total; d) Pressão atmosfera; e) Precipitação.	49

Figura 9 –	Métricas categóricas: a) proporção correta (PC), b) probabilidade de detecção (POD), c) índice de polarização de frequência (FBI) e d) taxa de falso alarme (FAR).	51
Figura 10 –	Interpolação das estimativas de precipitação do CHIRPS na bacia do Rio Grande – BA, para os períodos 1981 – 1990; 1991 – 2000; 2001 – 2010 e 2011 – 2020.	52

## ARTIGO 2 – TÊNDENCIAS DAS ÁREAS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DO CERRADO BRASILEIRO E SUAS CORRELAÇÕES COM AS VAZÕES SUPERFICIAIS

Figura 1 –	Localização da bacia hidrográfica do Rio Grande, no estado da Bahia.	65
Figura 2 –	Mapas de solos, declividade e elevação da bacia do rio Grande	66
Figura 3 –	Mapas de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio Grande a cada cinco anos do período de 1990 a 2020.	67
Figura 4 –	Áreas de classe de uso da terra (CA) no período de 1990 a 2020 na bacia do Rio Grande - BA: a) Formações florestais, b) Formações savânicas, c) Formações campestres, d) Mosaico de lavouras e pastagens, e) Culturas de sequeiro, f) Cultivos irrigados, g) Pastagens, h) Corpos d'água, i) Áreas urbanas/edifícios agrícolas.	71
Figura 5 –	Métricas a nível de classe a) coeficiente de variação da área dos fragmentos – CV; b) número de fragmentos – NP; c) área média dos fragmentos - MN; d) desvio padrão das áreas dos fragmentos - SD; e) índice de maior fragmento – LPI.	76
Figura 6 –	Comportamento da vazão próximo ao exutório da bacia do rio Grande – Ba	78

ARTIGO 3 – EFEITOS DAS MUDANÇAS DE USO/COBERTURA DO SOLO  
E DAS PRECIPITAÇÕES NA RESPOSTA HIDROLÓGICA DE UMA BACIA DO  
CERRADO BRASILEIRO

Figura 1 –	Localização da bacia hidrográfica do rio Grande, no estado da Bahia, região Nordeste do Brasil.	91
Figura 2 –	Elevação, declividade e tipos de solo da BHRG.	94
Figura 3 –	Uso e ocupação do solo da BHRG referente aos anos de 1990, 2000 e 2015.	95
Figura 4 –	Sub-bacias da BHRG	98
Figura 5 –	Áreas de classe de uso – rio Preto (sub-bacia 2)	107
Figura 6 –	Vazões observadas e simuladas para o posto fluviométrico/46790000 de Formosa do rio Preto – rio Preto (sub-bacia 2).	107
Figura 7 –	Áreas de classe de uso – rio de Ondas – estação Fazenda Redenção (sub-bacia 8).	109
Figura 8 –	Vazões observadas e simuladas para o posto fluviométrico Fazenda Redenção, rio de Ondas (sub-bacia 8).	109
Figura 9 –	Áreas de classe de uso – rio de Grande – estação Sítio Grande (sub-bacia 12).	110
Figura 10 –	Vazões observadas e simuladas para o posto fluviométrico Sítio Grande, rio Grande (sub-bacia 12).	110
Figura 11 –	Áreas de classe de uso – rio de Grande – estação São Sebastião (sub-bacia 7).	111
Figura 12 –	Vazões observadas e simuladas para o posto fluviométrico São Sebastião – rio de Grande (sub-bacia 7).	112
Figura 13 –	Áreas de classe de uso – rio de Grande – estação São Sebastião (sub-bacia 4).	113
Figura 14 –	Vazões observadas e simuladas para o posto fluviométrico Boqueirão – rio de Grande (sub-bacia 4).	113
Figura 15 –	Frequência de sensibilidade dos parâmetros usados na modelagem hidrológica.	114
Figura 16 –	Vazões simuladas (Experimentos) para as sub-bacias 8 e 12.	118

Figura 17 – Densidade de probabilidade das vazões simuladas dos experimentos na sub-bacia 8.	120
Figura 18 – Densidade de probabilidade das vazões simuladas dos experimentos na sub-bacia 12.	122

## LISTA DE QUADROS

### ARTIGO 2 – TÊNDENCIAS DAS ÁREAS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DO CERRADO BRASILEIRO E SUAS CORRELAÇÕES COM AS VAZÕES SUPERFICIAIS

Quadro 1 – Informações das métricas de paisagem utilizadas 68

### ARTIGO 3 – EFEITOS DAS MUDANÇAS DE USO/COBERTURA DO SOLO E DAS PRECIPITAÇÕES NA RESPOSTA HIDROLÓGICA DE UMA BACIA DO CERRADO BRASILEIRO

Quadro 1 – Funções objetivo usadas para avaliar o desempenho do SWAT 103

Quadro 2 – Experimentos – vazões simuladas 105

## LISTA DE TABELAS

### ARTIGO 1 – VALIDAÇÃO DA ESTIMATIVA DE PRECIPITAÇÃO DO CHIRPS NA BACIA DO RIO GRANDE – BAHIA, BRASIL DURANTE O PERÍODO DE 1981 – 2020

Tabela 1 –	Informações dos índices estatísticos usados neste estudo.	33
Tabela 2 –	Classificação das correlações de acordo com o coeficiente r.	34
Tabela 3 –	Matriz de contingência para avaliar a frequência de detecção de chuvas de CHIRPS em intervalos de tempo mensais.	34
Tabela 4 –	Percentual de acertos e erros das estimativas do CHIRPS.	46
Tabela 5 –	Número de acertos e erros das estimativas do CHIRPS por período.	48

### ARTIGO 2 – TÊNDENCIAS DAS ÁREAS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DO CERRADO BRASILEIRO E SUAS CORRELAÇÕES COM AS VAZÕES SUPERFICIAIS

Tabela 1 –	Resultados do teste de Pettitt e Mann-Kendall para as séries históricas anuais das classes de uso do solo	78
Tabela 2 –	Resultados do teste de Spearman para as séries históricas anuais das classes de uso do solo e vazões	80

### ARTIGO 3 – EFEITOS DAS MUDANÇAS DE USO/COBERTURA DO SOLO E DAS PRECIPITAÇÕES NA RESPOSTA HIDROLÓGICA DE UMA BACIA DO CERRADO BRASILEIRO

Tabela 1 –	Associação dos usos do solo do SWAT com os usos presentes na bacia do rio Grande.	96
Tabela 2 –	Características das estações fluviométricas utilizadas.	97

Tabela 3 –	Descrição dos parâmetros utilizados na análise de sensibilidade, intervalos e método de alteração empregados para a calibração.	100
Tabela 4 –	Critérios para avaliação do desempenho do modelo hidrológico e faixa de valores de variação.	104
Tabela 5 –	Desempenho do modelo do rio Preto (sub-bacia 2).	108
Tabela 6 –	Estatísticas resumidas para avaliação do modelo do rio de Ondas – Fazenda Redenção (sub-bacia 8).	109
Tabela 7 –	Vazões observadas e simuladas para o posto fluviométrico Sítio Grande, rio Grande (sub-bacia 12)	111
Tabela 8 –	Estatísticas resumidas para avaliação do modelo do rio Grande – São Sebastião (sub-bacia 7).	112
Tabela 9 –	Estatísticas resumidas para avaliação do modelo do rio Grande – Boqueirão (sub-bacia 4).	114
Tabela 10 –	Componentes hidrológicos dos Experimentos realizados na bacia do rio Grande.	117
Tabela 11 –	Teste de normalidade aplicado nas séries de vazões simuladas (experimentos) nas sub-bacias 8 e 12.	123
Tabela 12 –	Teste de hipótese aplicado nas séries de vazões simuladas (experimentos) nas sub-bacias 8 e 12.	123

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>22</b>
1.1	HIPÓTESE	24
1.2	OBJETIVOS	24
1.2.1	<b>Objetivo geral</b>	<b>24</b>
1.2.2	<b>Objetivos específicos</b>	<b>24</b>
1.3	ESTRUTURA DA TESE	24
<b>2</b>	<b>ARTIGO 1 – VALIDAÇÃO DA ESTIMATIVA DE PRECIPITAÇÃO DO CHIRPS NA BACIA DO RIO GRANDE – BAHIA, BRASIL DURANTE O PERÍODO DE 1981 – 2020</b>	<b>26</b>
<b>3</b>	<b>ARTIGO 2 – TENDÊNCIAS DAS ÁREAS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DO CERRADO BRASILEIRO E SUAS CORRELAÇÕES COM AS VAZÕES SUPERFICIAIS</b>	<b>60</b>
<b>4</b>	<b>ARTIGO 3 – EFEITOS DAS MUDANÇAS DE USO/COBERTURA DO SOLO E DAS PRECIPITAÇÕES NA RESPOSTA HIDROLÓGICA DE UMA BACIA DO CERRADO BRASILEIRO</b>	<b>86</b>
<b>5</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b>	<b>133</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b>	<b>136</b>
	<b>APÊNDICE A – VAZÕES OBSERVADAS E SIMULADAS DAS SUB-BACIAS DO RIO GRANDE</b>	<b>138</b>
	<b>APÊNDICE B – RESULTADOS DA ANÁLISE DE INCERTEZA E DESEMPENHO DO SWAT PARA CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO PARA OS POSTOS FLUVIOMÉTRICOS UTILIZADOS NA MODELAGEM CHUVA VAZÃO NA BACIA DO RIO GRANDE</b>	<b>144</b>
	<b>APÊNDICE C – VALORES AJUSTADOS DOS PARÂMETROS CALIBRADOS DE CADA POSTO FLUVIOMÉTRICO</b>	<b>147</b>
	<b>APÊNDICE D – RESULTADOS DA ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DA CALIBRAÇÃO DE CADA POSTO FLUVIOMÉTRICOS</b>	<b>158</b>

<b>APÊNDICE E – ÁREAS DAS CLASSES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO REFERENTE ÀS ÁREAS DE CONTRIBUIÇÃO DOS ANOS DE 1990, 2000 E 2015</b>	<b>169</b>
<b>APÊNDICE F – ÁREAS IRRIGADA TOTAL A MONTANTE DE CADA POSTOS FLUVIOMÉTRICOS USADO NA MODELAGEM HIDROLÓGICA REFERENTE AOS LUCC DE 1990, 2000 E 2015</b>	<b>172</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O Oeste da Bahia, uma das fronteiras agrícolas mais ativas do mundo, vem passando por significativas alterações do uso e cobertura do solo e mudanças nos padrões das precipitações, com conflitos intensificados desde 2010 pelos recursos naturais – terra e água (DIONIZIO e COSTA, 2019; POUSA et al., 2019; SILVA et al., 2021). A bacia do rio Grande está situada exclusivamente no estado da Bahia, região oeste, na abrangência do Sistema Aquífero Urucuia (SAU), localizada no trecho do Médio do rio São Francisco e possui regime de vazões fortemente influenciado pela contribuição das águas subterrâneas, especialmente nos períodos de estiagem (GASPAR e CAMPOS, 2007). A contribuição média do fluxo de base do SAU é cerca de 30% da vazão média do São Francisco (ANA, 2013).

A principal área de afloramento do SAU é o oeste baiano que, desde a década de 80, vem suprimindo sua extensa área de vegetação nativa (cerrado) para abertura de grandes extensões de produção agrícolas (BRANNSTROM et al., 2008). Entre 1990 e 2018 houve aumento de cerca de 440% da área plantada, totalizando em 2018 aproximadamente 2,3 milhões de ha com agricultura, com evolução da área irrigada de 187 (16.431 ha em 1990) para 1745 pivôs centrais (190.900 ha em 2018), com significativa expansão da agricultura de oeste para leste e da pecuária de leste para oeste (PIMENTA et al., 2019). Tais alterações do uso e ocupação do solo vêm promovendo mudanças significativas entre algumas propriedades físicas e hidráulicas do solo (DIONIZIO; COSTA, 2019). Gaspar e Campos (2007) ressaltam que o processo de supressão de vegetação nesta região, especialmente para fins de produção de grandes lavouras de monoculturas trouxe preocupações quanto à sustentabilidade da área de recarga do Sistema Aquífero Urucuia.

Ao avaliar os dados de precipitação dessa região no período de 1980 a 2015, foi observado uma tendência de ruptura em 1992, com redução média no período de 1993-2015 de cerca de 12% ( $165 \text{ mm ano}^{-1}$ ) em relação ao período de 1980-1992 (POUSA et al., 2019). Tais autores observaram ainda reduções nas vazões fluviais em todo o espectro da curva de permanência atribuindo tais resultados as mudanças nas bacias hidrográficas por efeitos antropogênicos, mudanças climáticas e variabilidade climática de baixa frequência.

Koling e Silva (2017) analisaram o regime das vazões na estação mais próxima da foz do rio Grande e observaram, a partir de 1992, intensificação da ocorrência das vazões extremamente baixas, redução da magnitude dos pulsos de altas vazões, redução dos picos das pequenas inundações, ausência das grandes inundações e redução de cerca de 10% da vazão mínima de referência  $Q_{90}$ .

Gonçalves et al. (2017), ao avaliarem a variação temporal do fluxo de base do SAU em todas as sub-bacias tributárias do rio São Francisco e estimarem a contribuição do aquífero para a manutenção da vazão do rio, observaram queda contínua do padrão no ciclo pós 1980,

com uma pequena recuperação no início da década posterior. Para tais autores, essa queda representou redução de 49% (cerca de 390 m<sup>3</sup>/s) da contribuição do SAU para o rio São Francisco, podendo ser influenciada, não somente pelo regime de chuvas, como pela exploração de águas (superficiais e subterrâneas), represamento, irrigação e compactação do solo nas áreas de recarga.

Em 2021 o Comitê de Bacia Hidrográfica do rio São Francisco (CBHSF) realizou dois levantamentos aerofotogramétricos dos usos de recursos hídricos: 1) no trecho da bacia hidrográfica do rio Formoso, no oeste baiano (CBHSF, 2021a) e 2) entre os municípios de Três Marias (Minas Gerais) e Morpará (Bahia), (CBHSF, 2021b). Nesse último estudo o levantamento foi realizado em três trechos: 1 (no estado de Minas Gerais, entre os municípios de Três Marias e Ibiaí), 2 (entre os municípios de São Francisco – Minas Gerais – e Carinhanha na Bahia) e 3 (no estado da Bahia, entre os municípios de Paratinga e Morpará). Em ambos os estudos foram realizadas comparações entre os resultados dos dados dos levantamentos e aqueles contidos no cadastro de usuário do sistema de outorga. No primeiro estudo observou um crescimento de interferências existentes, majoritariamente de captações, de cerca de 460%, enquanto no segundo estudo estes valores foram de aproximadamente 145%, 92% e 370% e nos trechos 1, 2 e 3, respectivamente.

Tais mudanças – reduções das precipitações, alteração do uso e ocupação do solo e crescimento do consumo de água – podem influenciar significativamente o ciclo hidrológico e, conseqüentemente, a disponibilidade hídrica na bacia do rio Grande - Ba. Assim, compreendê-las é condição para estabelecimento de estratégias de proteção, conservação e uso dos recursos hídricos, sendo, portanto, essencial no atendimento aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), em especial aos ODS 6 e 15. O ODS 6 propõe garantir a disponibilidade e manejo sustentável da água e saneamento para todos, enquanto o ODS 15 busca, entre outros, proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade, todos diretamente relacionados proteção e conservação do solo e das águas.

Há, portanto, na região do oeste baiano alterações do regime das precipitações, do uso e ocupação do solo decorrentes do desmatamento e abertura de áreas para agricultura, das queimadas, do manejo do solo, bem como intensificação dos usos múltiplos das águas, em especial para agricultura irrigada. Compreender e quantificar tais relações é imprescindível na construção do conhecimento das interações dos fluxos ambientais e pressuposto para a gestão e gerenciamento dos recursos hídricos, gestão territorial e ambiental.

Assim, pretende-se responder a seguinte pergunta:

- ✓ Quais os prováveis impactos, individuais e integrado, das mudanças do uso e ocupação do solo e das precipitações no regime das vazões da bacia do rio Grande?

## 1.1 HIPOTEESES

As mudanças do uso e cobertura do solo da bacia do rio Grande (BHRG) nos componentes do balanço hídrico, em especial, no regime das vazões fluviais, é tão significativo quanto aqueles decorrentes das alterações das precipitações.

## 1.2 OBJETIVOS

### 1.2.1 Objetivo geral

Avaliar os impactos das mudanças no uso e cobertura do solo e das precipitações nos componentes do balanço hídrico da bacia do rio Grande, e espacial no regime das vazões.

### 1.2.2 Objetivos específicos

- Aferir as precipitações estimadas pelo produto *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data* (CHIRPS) e sua representatividade nos padrões espaço-temporais;
- Identificar as mudanças espaciais e temporais do uso e ocupação do solo da bacia e correlacioná-las com as vazões superficiais.

## 1.3 ESTRUTURA DA TESE

Propõe estruturar a tese no formato de artigos científicos e assim organizá-la em 5 (cinco) capítulos. No capítulo 1 consta o problema de pesquisa, a hipótese, as perguntas de pesquisas assim como os objetivos – geral e específicos.

No Capítulo 2, realiza-se a validação das precipitações estimadas pelo produto *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data* (CHIRPS) para a bacia hidrográfica do rio Grande – Ba (BHRG), para o período de 1981 a 2020, por meio de métricas estatísticas e categóricas. Nesse capítulo analisou-se também os padrões de comportamento da precipitação estimada pelo CHIRPS.

No Capítulo 3 identifica-se as mudanças espaciais e temporais no uso e ocupação do solo da BHRG, por meio de métricas da paisagem, testes estatísticos para avaliar tendência (teste Mann-Kendall) e ponto de mudança (teste de Pettitt) assim como análises de correlação entres áreas das classes de uso e ocupação do solo e as vazões superficiais próximas ao exutório da bacia;

No Capítulo 4 procede-se as etapas de calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica na BHRG de modo a possibilitar a simulação de vazões ora alterando o uso e ocupação do solo ora a série de precipitação. Assim, nesse capítulo consta o banco de dados de entrada do modelo, as equações por ele utilizadas, a análise de sensibilidade,

as estatísticas usadas para realizar a análise de desempenho do modelo, os respectivos resultados das etapas de calibração e validação, bem como as simulações hidrológicas de arranjo de condições de uso e cobertura do solo e séries de precipitação (Experimentos). Portanto, constam nesse capítulo os resultados dos efeitos destas variáveis em diferentes escalas espaciais (sub-bacias e bacias) e temporais (mensal e anual), nas componentes do ciclo hidrológico, especialmente no regime das vazões da BHRG.

Por fim, no Capítulo 5, constam a resposta a questão norteadora da tese, o aceite ou não da hipótese, assim como as considerações finais da tese.

## **2 ARTIGO 1: VALIDAÇÃO DA ESTIMATIVA DE PRECIPITAÇÃO DO CHIRPS NA BACIA DO RIO GRANDE – BAHIA, BRASIL DURANTE O PERÍODO DE 1981 – 2020**

RESUMO - Medir e compreender a precipitação ao longo do tempo e do espaço é essencial para as mais diversas atividades humanas. Os produtos de sensoriamento remoto via satélite apresentam-se como alternativa à baixa densidade da rede de estações pluviométricas. Nesse sentido, o objetivo do presente estudo foi avaliar as estimativas de precipitação obtidas pelo produto *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data* (CHIRPS), para o período de 1981 a 2020, na bacia do Rio Grande - Ba. Essa bacia possui cerca de 75 000 km<sup>2</sup>, está inserida em uma das fronteiras agrícolas mais ativa do mundo, com mudanças significativas do uso e ocupação do solo e nos padrões de chuva. Nesse estudo, foram comparados dados de 11 séries temporais de estações pluviométricas e produtos do CHIRPS, em escala mensal e sazonal, usando métricas estatísticas – viés relativo (BIAS), coeficiente de correlação ( $R^2$ ), erro médio (ME) e erro quadrático médio (RMSE) – e categóricas – proporção correta (PC), probabilidade de detecção (POD), índice de polarização de frequência (FBI), falso alarme (FAR). Os resultados mostraram que as estimativas de precipitação do CHIRPS forneceram boas respostas em relação aos dados observados nas estações meteorológicas de superfície convencionais, apresentando-se precisas na detecção de chuva e com excelente capacidade para representar a variação espaço-temporal da precipitação.

Palavras-chave: produtos de precipitação; validação; sensoriamento remoto.

### **1 INTRODUÇÃO**

A precipitação é um dos componentes mais críticos nos ciclos globais de água e energia e sua medição precisa tem sido um desafio devido às suas grandes variações espaço-temporais (TANG et al., 2015). Medir adequadamente a precipitação é importante não somente para meteorologistas e cientistas do clima, mas também para uma ampla gama de tomadores de decisão, incluindo hidrólogos, agricultores, gerenciadores de emergências e industriais (EBERT, 2007).

Os dados de precipitações são medidos utilizando pluviômetros, pluviógrafos, radar meteorológico e sensores de satélite e, enquanto os primeiros fornecem dados precisos e pontuais, os dois últimos fornecem dados espaciais. As observações convencionais por meio de pluviômetros geralmente podem fornecer as medições mais diretas e precisas nos locais de medição (DUAN et al., 2016; SUN et al., 2018; SALIO et al., 2015). Entretanto, a rede global de pluviômetros não está distribuída adequadamente (KIDD; LEVIZZANI, 2011). Tais

instrumentos ainda fornecem registros pontuais, sujeitos a falhas que limitam o seu uso, além de possuírem baixa densidade pluviométrica, distribuição irregular das estações ou mesmo registros de curta duração (MELO *et al.*, 2015; SALIO *et al.*, 2015; XAVIER *et al.*, 2015). Os conjuntos de dados históricos destes medidores de chuva também podem ser problemáticos, variando em disponibilidade, integridade e consistência, bem como disponibilidade para análise em tempo quase real (KIDD; LEVIZZANI, 2011). Tais fatores limitam o uso dos pluviômetros, pois comprometem a compreensão da variabilidade espacial e temporal da precipitação, gerando incertezas nos resultados (CAMPAROTTO *et al.*, 2013). A Organização Meteorológica Mundial (2008) sugere densidades pluviométricas mínimas em vários tipos de regiões fisiográficas – por exemplo, 575 km<sup>2</sup>/pluviômetro para planícies interiores – e recomenda que o número de observações de chuva ausentes para simulações com modelagem hidrológica seja abaixo de 10% em toda a série histórica disponível.

Tan e Yang (2020) avaliaram o impacto da densidade da rede pluviométrica e da ausência de dados (falhas) na simulação hidrológica em uma bacia situada na Malásia. Dentre os principais resultados, destacam-se: a distância das estações pluviométricas à estação pluviométrica tem um impacto considerável na modelagem; a falta de valores de chuva de mais de 20% nos dados afetaria significativamente a simulação de fluxo tropical; o impacto da falta de valores de precipitação durante o período de alto fluxo é menor do que nos períodos de fluxo moderado e baixo; valor excessivo de falta nos dados de chuva levaria a erros na análise de tendência.

Os produtos de sensoriamento remoto são fontes alternativas às redes de pluviômetros, pois são de fácil acesso e possibilitam a detecção da variabilidade da precipitação em altas resoluções espaciais e temporais (XIE e XIONG, 2011; TANG *et al.*, 2015). Entretanto, tais informações contêm erros aleatórios não negligenciáveis e vieses devido à natureza indireta da relação entre as observações e a precipitação, amostragem inadequada e deficiências nos algoritmos (SUN *et al.*, 2018; TAPIADOR *et al.*, 2012). As principais fontes de erros nas estimativas de precipitação baseada em satélite são os de amostragem e os de recuperação (TANG *et al.*, 2015). Para estes autores, o erro de amostragem resulta da estimativa da quantidade de precipitação para um domínio espacial e temporal contínuo com medições em espaços discretos e intervalos de tempo. Por outro lado, os erros de recuperação são decorrentes dos procedimentos de sensoriamento remoto envolvidos para converter observações de satélite (temperatura de brilho) em taxa de chuva, sendo classificados com sistemáticos (comportamentos de erros previsíveis e consistentes, associados às características do instrumento ou algoritmo) e aleatórios (componente estocástico cuja magnitude determina diretamente a incerteza).

Vários produtos de chuva em grade vem sendo usados para simulação hidrológica (LE *et al.*, 2020; LE *et al.*, 2020; FALCK *et al.*, 2015; TUO *et al.*, 2016; SINGH e SARAVANAN,

2020a; SINGH e SARAVANAN, 2020b; SONG *et al.* 2020; STRAUCH *et al.*, 2011; XUE ET AL, 2013; VIANA *et al.*, 2021), estudos de seca e aridez (BAI, WU e WANG, 2019; BRASIL NETO *et al.*, 2020; BRITO *et al.*, 2021; SANTOS *et al.*, 2021), análise de eventos extremos (SEYYEDI *et al.*, 2015; HEROLD, BEHRANGI e ALEXANDER, 2017; FANG *et al.*, 2019), entre outros. Para que sejam possíveis tais aplicabilidades de estimativas de chuva por satélite, é necessário avaliar se as estimativas de precipitação destes se assemelham à variabilidade espacial e temporal das observações de pluviômetros, bem como verificar sua qualidade, incerteza e precisão.

Estudos têm sido realizados sobre o tema da avaliação de desempenho de produtos espaciais de precipitação de diferentes fontes e satélites, comparando-os com redes pluviométricas, ora validando ao menos um produto ora validando e comparando diferentes produtos, em diferentes escalas espaciais, tais como: análise quase global (SOROOSHIAN *et al.*, 2000); África Ocidental (SATGÉ *et al.*, 2020); América do Sul (SALIO *et al.*, 2015); América Latina (BAEZ-VILLANUEVA *et al.*, 2018), China (TANG *et al.*, 2018; GAO, *et al.*, 2018; LIU *et al.*, 2019; SUN *et al.*, 2016); Iran (SHARIFI *et al.*, 2016; DARAND *et al.*, 2017); Indonésia (LIU *et al.*, 2020); Malásia (TAN e SANTO, 2018); Itália (DUAN *et al.*, 2016); Paquistão (ARSHAD *et al.*, 2021); Etiópia (GEBREMEDHIN *et al.*, 2021); Sudão do Sul (BASHEER e ELAGIB, 2019); Argentina (RIVERA *et al.*, 2018); Brasil (Melo *et al.*, 2015; CAVALCANTE *et al.*, 2020; Paredes-Trejo *et al.*, 2017; PEREIRA *et al.*, 2013; DOS SANTOS *et al.*, 2020).

Dentre os vários conjuntos de dados de precipitação estimada por satélites ou a partir de dados de satélites em associação com outras fontes, destacam-se: *Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Networks* (PERSIANN), *Tropical Rainfall Measuring Mission* (TRMM), *The Integrated Multi-satellite Retrievals for GPM* (IMERG), *Climate Prediction Center morphing method* (CMORPH) e o *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data* (CHIRPS) (SOROOSHIAN *et al.*, 2000; HUFFMAN *et al.*, 2007; SHARIFI, STEINACKER e SAGHAFIAN, 2016; JOYCE *et al.*, 2004; Funk *et al.*, 2015). O CHIRPS destaca-se pela longa série de dados, de 1981 até o presente, sendo usado inclusive para análises de tendências de longo prazo e no apoio da *United States Agency for International Development Famine Early Warning System Network* (GAO *et al.*, 2018). Ressalta-se que o CHIRPS não é um satélite ou sensor orbital, mas sim um produto gerado a partir de diversas fontes de dados, entre estas o TRMM e estações em superfície (FUNK *et al.*, 2015).

Paredes-Trejo *et al.* (2017) validaram os dados de precipitação mensal do CHIRPS para o Nordeste do Brasil, por meio da técnica 'ponto a pixel', utilizando as observações de 21 estações pluviométricas do período de 1981-2013. Os resultados apresentados mostram que os dados do CHIRPS se correlacionam bem com as observações de todas as estações,

embora tenha sido observada tendência de superestimar os valores baixos e subestimar os altos valores de chuva superiores a 100 mm mês<sup>-1</sup>. Dentre os biomas avaliados, o Cerrado apresentou o melhor desempenho global.

Dos Santos *et al.* (2020) avaliaram sete métodos de estimativas de precipitação no semiárido brasileiro para o período de 1983 a 2013, na escala mensal. Para isso, eles selecionaram 560 estações pluviométricas em dois subconjuntos, o primeiro para modelar a estrutura espacial e produzir uma superfície contínua, com resolução espacial de 0,05° e o segundo para avaliar a estimativa de chuva. Foram então utilizados três produtos de sensoriamento remoto - CHELSA, CHIRPS e PERSIANN – e quatro métodos de interpolação aplicados para tornar os dados dos pluviômetros contínuos - Krigagem Bayesiana Empírica, Krigagem Ordinária e Distância Ponderada Inversa (usando as potências 1 e 2 - IDW1 e IDW2, respectivamente). Os resultados foram avaliados por meio dos coeficientes de Pearson (R), de eficiência do modelo Nash Sutcliffe (NSE) e Erro Quadrático Médio (RMSE). O CHIRPS apresentou o melhor desempenho na estimativa dos volumes de chuva, sendo este recomendado para estudos que utilizam dados mensais de longo prazo para o semiárido brasileiro.

Assim, o objetivo deste estudo é avaliar as estimativas do CHIRPS, em escala mensal e sazonal, para o período de janeiro de 1981 a dezembro de 2020 no cerrado brasileiro, especificamente ao longo da bacia do rio Grande, Bahia, Brasil, a fim de quantificar sua adequação para representar os padrões espaço-temporais da precipitação. Vale ressaltar que os estudos de Paredes-Trejo *et al.* (2017) e Dos Santos (2020) não abrangeram a área do presente estudo. Embora esses estudos permitam a avaliação espacial de grandes áreas, muitas vezes não priorizam a bacia hidrográfica como unidade de gestão territorial. A relevância do conhecimento da variabilidade, intensidade e distribuição das chuvas, particularmente na bacia do Rio Grande, deve-se, por um lado, ao fato de estar inserida em uma das maiores fronteiras agrícolas ativas do mundo, com mudanças significativas no uso da terra e ocupação, mudanças nos padrões de chuva, com sete anos de seca entre 2010 e 2020 e, conseqüentemente, aumento dos conflitos por recursos naturais - terra e água (DIONIZIO e COSTA, 2019; POUSA *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2021; PAREDES-TREJO *et al.*, 2021; FREITAS *et al.*, 2022).

## **2 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1 Área de estudo**

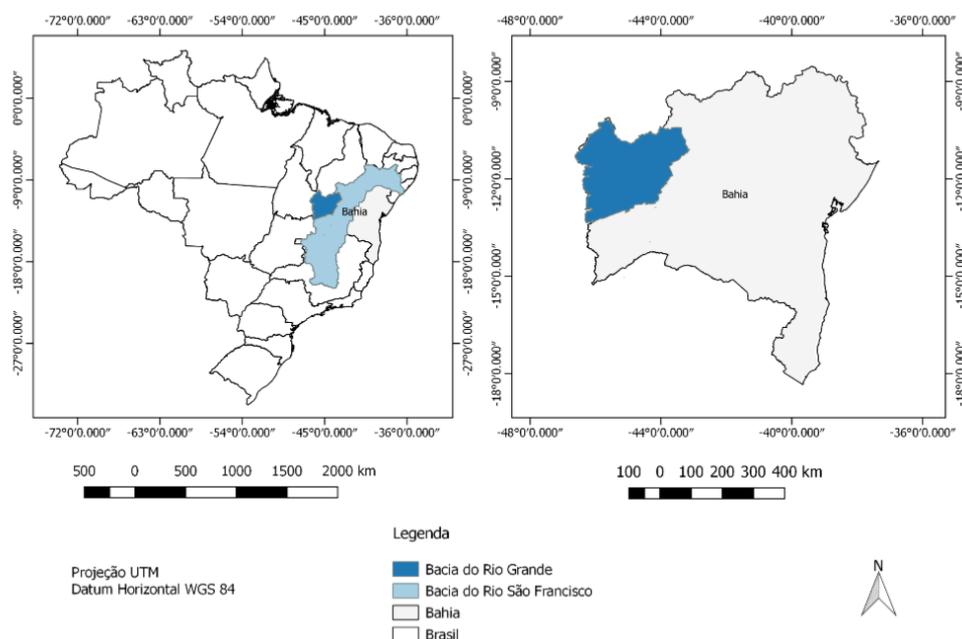
A região de estudo – bacia do rio Grande - localiza-se no oeste do estado da Bahia, Brasil, entre as coordenadas -10°10' e 13°20'S de latitude e 43°08' e 46°37'O de longitude, na região do médio do rio São Francisco, com área de aproximadamente 75.000 km<sup>2</sup> (Figura

1). Esta bacia faz parte de uma região mais ampla chamada MATOPIBA (sigla formada pelos estados de Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia), uma das fronteiras agrícolas mais ativas do mundo, com aumento significativo da área de produção agrícola de sequeiro e irrigada, além das atividades da pecuária (DIONIZIO e COSTA, 2019).

A bacia hidrográfica do rio Grande é um dos principais afluentes do rio São Francisco localizado no nordeste brasileiro, e contempla os biomas caatinga e cerrado, com parte do seu território incluído no semiárido brasileiro, inserida totalmente no oeste do estado da Bahia. As águas desta bacia são um dos principais reguladores das vazões do trecho do médio rio São Francisco e contribui com cerca de 30% (período chuvoso) a 80% (período seco) das vazões afluentes ao reservatório de Sobradinho (PBHSF, 2016). Sobradinho é o maior reservatório da bacia hidrográfica do rio São Francisco, cuja função principal é regularizar a vazão para que os três reservatórios de jusante possam otimizar a geração hidrelétrica. Devido a esse aporte, é uma bacia de suma importância para a manutenção da vazão do rio São Francisco (GONÇALVES *et al.*, 2016).

A região oeste da Bahia, por apresentar características topográficas e disponibilidade hídrica, superficial e subterrânea, é uma das fronteiras agrícolas mais ativas do mundo, na qual a área cultivada e irrigada vêm aumentando rapidamente, assim como os conflitos hídricos (DIONIZIO e COSTA, 2019).

Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do rio Grande, no estado da Bahia, região Nordeste do Brasil.



Conforme critério de classificação de Thornthwaite, há basicamente três tipos climáticos predominantes: úmido, no extremo Oeste da bacia, onde se verificam índices pluviométricos que podem ultrapassar os 1.700 mm anuais; subúmido, na região central da bacia; e

semiárido, próximo a foz do rio São Francisco, onde são observados volumes anuais inferiores a  $800 \text{ mm ano}^{-1}$  (MOREIRA; DAVID, 2010). Portanto, essa bacia apresenta grande variabilidade espacial dos volumes anuais precipitados, especialmente de leste a oeste. A bacia do rio Grande está situada na abrangência do Sistema Aquífero Urucuia (SAU), com regime fortemente influenciado pela contribuição das águas subterrâneas, especialmente nos períodos de estiagem.

## 2.2 Conjuntos de dados

Esta seção descreve resumidamente os dados de chuva estimados usados neste estudo, derivados do *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Stations data* versão 2, doravante denominados CHIRPS, e os dados de pluviômetros disponíveis na bacia do Rio Grande.

### 2.2.1 Conjunto de dados de observações *in situ*

Os dados de pluviômetros foram obtidos do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), através da plataforma HIDROWEB. Os critérios utilizados para seleção das estações pluviométricas foram: séries com dados diários do período de 1981 a 2020 e com falhas iguais ou inferiores a 10%, sendo o primeiro critério estabelecido em decorrência da existência dos dados disponíveis do CHIRPS, visando compatibilização das séries. As séries de dados consistidos disponíveis eram de 1981 a 2020 e, por isso, utilizou-se os dados brutos consistidos, uma vez que as séries continham o período desejado. Assim, 11 estações atenderam a tais critérios. Desse modo, os dados destes pluviômetros foram utilizados neste estudo com o propósito de ser referência para comparação com os dados do CHIRPS.

É importante destacar que nenhuma das estações selecionadas do SNIRH faz parte das estações usadas no processamento do produto CHIRPS final, disponíveis em [https://data.chc.ucsb.edu/products/CHIRPS-2.0/\\_diagnostics/list\\_of\\_stations\\_used/monthly/](https://data.chc.ucsb.edu/products/CHIRPS-2.0/_diagnostics/list_of_stations_used/monthly/) no arquivo `global.stationsUsed.2023.04`.

### 2.2.2 Conjunto de dados estimados - CHIRPS

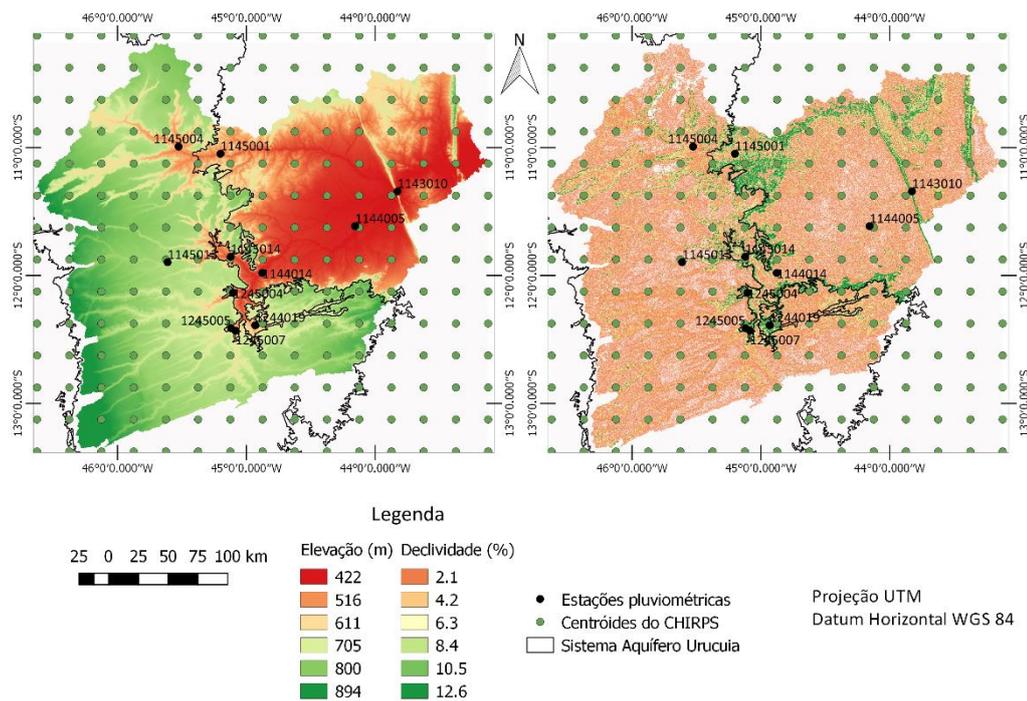
CHIRPS é um conjunto de dados de precipitação desenvolvido para apoiar a Rede de Sistemas de Alerta Prévio contra Fome dos Estados Unidos para o Desenvolvimento Internacional (*United States Agency for International Development Famine Early Warning Systems Network* – FEWS NET). Ele foi projetado para monitorar a seca agrícola e as mudanças ambientais globais sobre a Terra, baseado em abordagens de técnicas de interpolação de alta resolução, longo período de estimativas de precipitação (de 1981 até o presente) em nível diário, pentadal e mensal, com estimativas quase global ( $50^{\circ}\text{S} - 50^{\circ}\text{N}$ ,  $180^{\circ}\text{E} - 180^{\circ}\text{W}$ ) e resolução espacial primária de  $0,05^{\circ}$  (Funk et al., 2015). É importante

destacar que o CHIRPS não é um satélite ou sensor orbital, sendo um produto gerado a partir de uma combinação de várias fontes de dados, incluindo: 1) *Climate Hazards group Precipitation climatology* (CHPclim), 2) *satellite-only Climate Hazards group Infrared Precipitation* (CHIRP), 3) *Tropical Rainfall Measuring Mission Multi-satellite Precipitation Analysis version 7* (TMPA produto 3B42 v7), além de observações terrestres de diferentes fontes públicas e privadas.

O produto do CHIRPS selecionado no presente estudo foi aquele de resolução temporal diária, com resolução espacial de  $0,25^\circ \times 0,25^\circ$ , adquirido por meio do site <http://data.chc.ucsb.edu/products/>. Essa resolução espacial foi selecionada porque é suficiente para avaliar os padrões espaciais de precipitação, considerando a área da bacia.

Na Figura 2 constam a grade do CHIRPS e as estações pluviométricas selecionadas para o presente estudo, assim como a elevação e declividade da bacia hidrográfica do rio Grande. Os mapas de elevação e declividade foram obtidos através do portal OBahia e estão disponíveis em <http://obahia.dea.ufv.br/#/>.

Figura 2 – Elevação, declividade, localização das estações pluviométricas in situ e grade do CHIRPS utilizadas neste estudo.



Fonte: <http://obahia.dea.ufv.br/layers>

### 2.3 Validação das estimativas

Para validação dos dados, foi utilizada a técnica de análise conhecida como 'ponto a pixel', que fornece uma representação confiável do desempenho dos produtos de satélite na estimativa da variabilidade espacial da precipitação (REIS *et al.*, 2017). Cavalcante *et al.*

(2020) afirmam que esta técnica evita erros decorrentes da interpolação espacial de medidores de chuva esparsamente localizados e desigualmente distribuídos. Baez-Villanueva *et al.* (2018) complementam que esta técnica tem como pressuposto implícito que as estações pluviométricas são observações representativas dos respectivos pixels dos produtos.

A validação do produto CHIRPS foi realizada com base na avaliação geral (métricas estatísticas contínuas) e na capacidade de detecção de precipitação (métricas estatísticas categóricas). Diversos autores utilizaram estes métodos para fazer a validação de produtos de precipitação por estimativa de satélites como, por exemplo, Duan *et al.* (2016), Gao *et al.* (2018), Liu *et al.* (2019), Liu *et al.* (2020), Abdourahamane (2021) e Wang *et al.* (2021).

Na avaliação das métricas estatísticas contínuas, os dados dos pluviômetros e do CHIRPS foram então comparados, em nível mensal e sazonal, de acordo com parâmetros estatísticos apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Informações dos índices estatísticos usados neste estudo.

Nome	Fórmulas	Intervalo de valores	Valores perfeitos	Unidade
Erro médio	$EM = \frac{\sum_{i=1}^n (o_i - e_i)}{n - 1}$	$(-\infty, +\infty)$	0	Milímetros
Erro quadrático médio	$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \left( \sum_{i=1}^n (e_i - o_i)^2 \right)}$	$[0, +\infty)$	0	Milímetros
Percentual de tendência	$PBIAS = 100 \times \frac{\sum_{i=1}^n (e_i - o_i)}{\sum_{i=1}^n (o_i)}$	$[0, 1]$	0	%
Coefficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe	$NES = 1 - \left( \frac{\sum_i (o_i - e_i)^2}{\sum_i (o_i - \bar{o})^2} \right)$	$[0, 1]$	1	-
Coefficiente de determinação	$R^2 = \left( \frac{\sum_{i=1}^n (e_i - \bar{e})(o_i - \bar{o})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (e_i - \bar{e})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (o_i - \bar{o})^2}} \right)^2$	$[0, 1]$	1	-
Coefficiente de correlação	$r = \frac{\sum_{i=1}^n (e_i - \bar{e})(o_i - \bar{o})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (e_i - \bar{e})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (o_i - \bar{o})^2}}$	$[-1, 1]$	-1,1	-

Na qual,  $o_i$  é o valor de precipitação medido pela estação pluviométrica;  $e_i$  o valor estimado de precipitação pelo CHIRPS; e  $\bar{o}$  o valor médio de precipitação medido pela estação pluviométrica.

O  $R^2$  e o  $r$  descrevem o grau de colinearidade entre os dados simulados e os dados observados. Os valores do  $r$  foram então classificados conforme proposta de Hopkins (2000), apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Classificação das correlações de acordo com o coeficiente r.

Coeficiente de correlação	Classificação
0,9 - 1,0	Quase perfeita
0,7 - 0,9	Muito Alta
0,5 - 0,7	Alta
0,3 - 0,5	Moderada
0,1 - 0,3	Baixa
0,0 - 0,1	Muito Baixa

Fonte: Hopkins (2000)

Na avaliação da capacidade de detecção de precipitação, foram usadas cinco métricas estatísticas categóricas: proporção correta (PC), probabilidade de detecção (POD), índice de polarização de frequência (FBI) e taxa de falso alarme (FAR). O PC representa a precisão da detecção de chuva; POD representa a probabilidade de detecção de chuva, sendo descrito como a taxa de “acerto” ou “verdadeiro positivo”; FBI representa o grau de superestimação ou subestimação da detecção de precipitação; FAR representa a proporção de eventos falsamente relatados por produtos de precipitação baseados em satélite, referido como um “alarme falso” ou “falso positivo”. Nessa avaliação foi também em nível mensal e sazonal.

Enquanto 1 é o valor perfeito para PC, POD e FBI, para FAR o valor perfeito é 0. As fórmulas dessas métricas são apresentadas nas equações abaixo:

$$PC = \frac{H+Z}{H+F+M+Z} \quad (\text{Eq. 1})$$

$$POD = \frac{H}{H+M} \quad (\text{Eq. 2})$$

$$FBI = \frac{H+F}{H+M} \quad (\text{Eq. 3})$$

$$FAR = \frac{F}{F+H} \quad (\text{Eq. 4})$$

$$\alpha = \frac{(H+M) \times (H+F)}{H+F+M+Z} \quad (\text{Eq. 5})$$

Onde Z e H são os acertos das estimativas do CHIRPS, enquanto F e M os erros, sendo o F falsos alarme, conforme mostrado na tabela de contingência 2 x 2 (Tabela 3).

Tabela 3 – Matriz de contingência para avaliar a frequência de detecção de chuvas de CHIRPS em intervalos de tempo mensais.

	Precipitação medida	Nenhuma chuva medida
	in situ	in situ
Chuva detectada pelo CHIRPS	H	F
Nenhuma detectada pelo CHIRPS	M	Z

## 2.4 Interpolação dos dados do CHIRPS

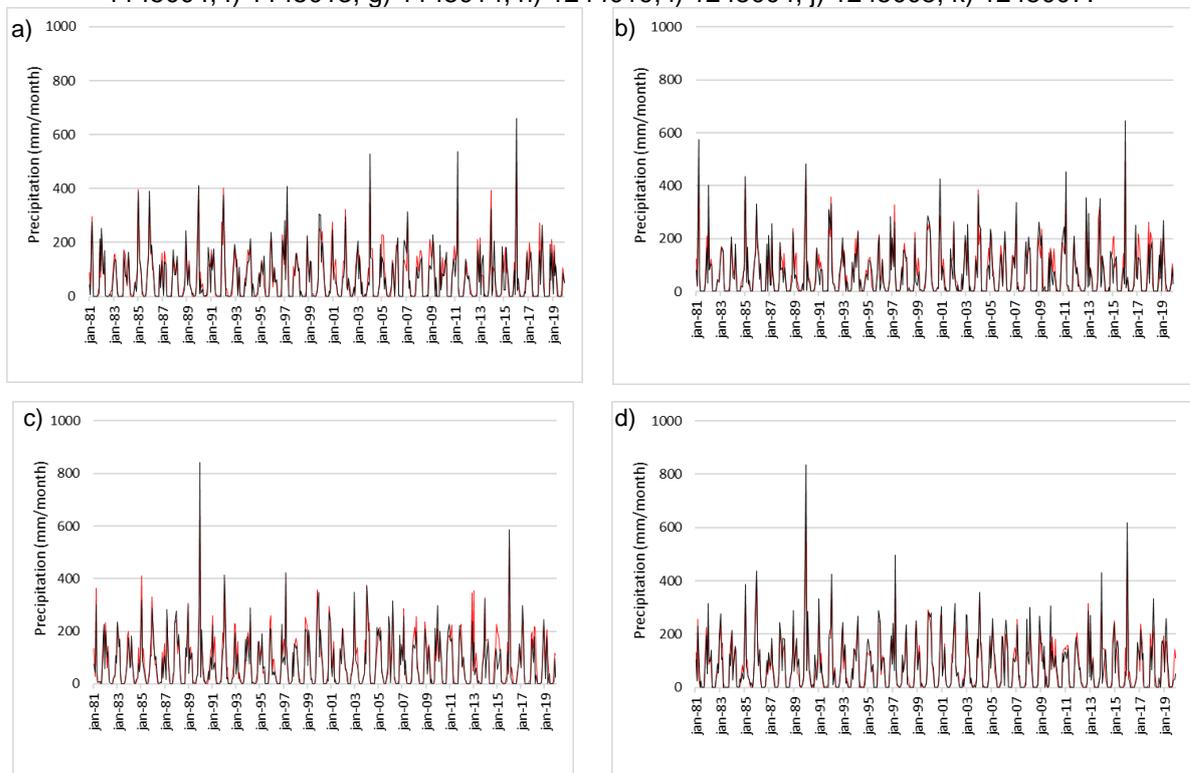
Com o intuito de representar espacialmente os padrões de precipitação ao longo da bacia, após a validação das estimativas mensais de precipitação do CHIRPS, foi realizada a interpolação das médias de 4 diferentes períodos (1981 – 1990; 1991 – 2000; 2001 – 2010 e 2011 – 2020) por meio do método de Ponderação pelo Inverso da Distância ao Quadrado (IDW). Esse método foi selecionado para gerar uma superfície espacial mais contínua, permitindo melhor visualização da precipitação nas faixas de transição dos diferentes usos de solo da bacia.

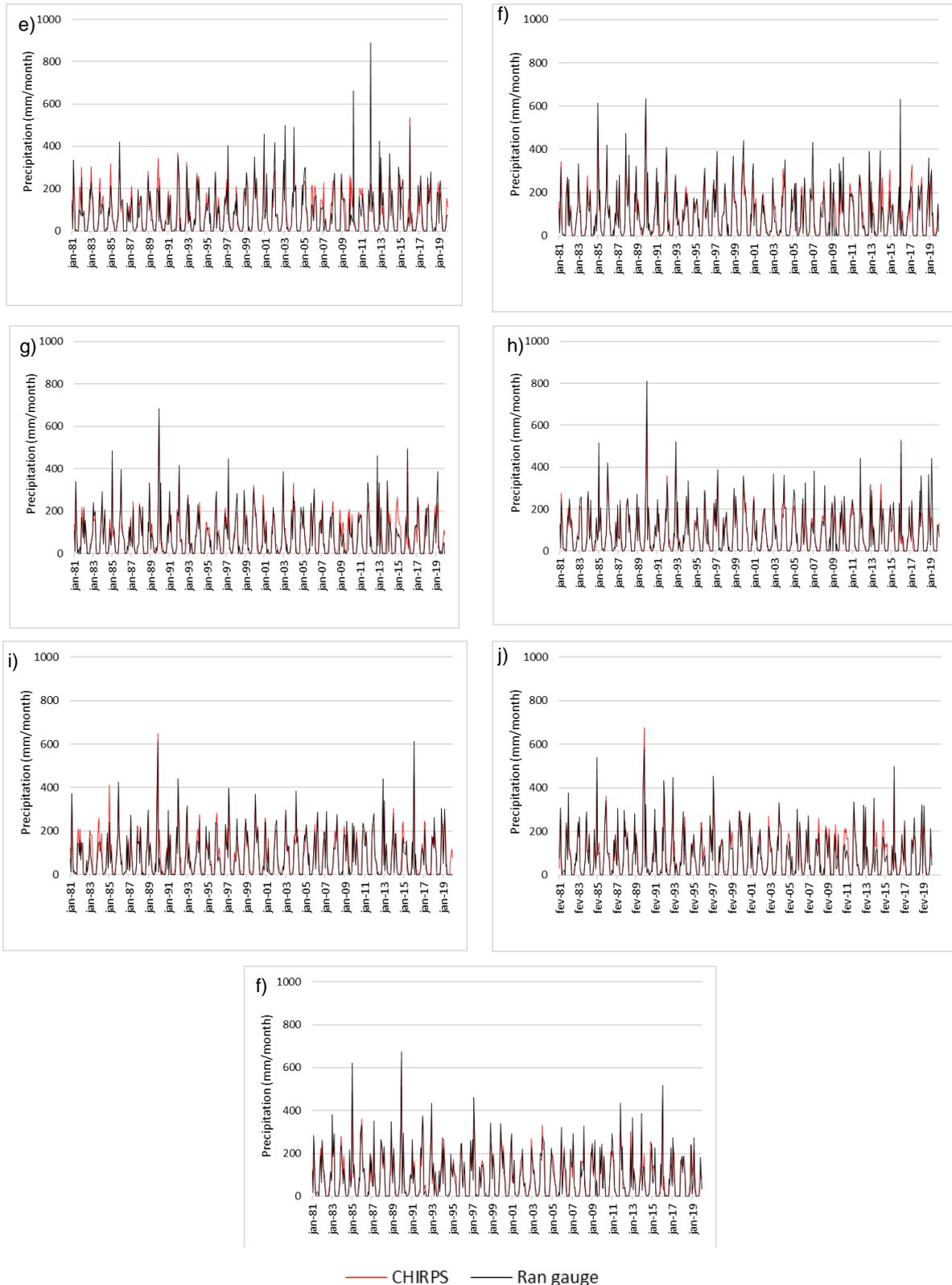
## 3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 3.1 Métricas estatísticas

As séries temporais dos dados dos pluviômetros e das estimativas do CHIRPS, a nível mensal, constam na Figura 3. Observa-se que as precipitações estimadas produziram com fidelidade a variabilidade sazonal, representando de forma satisfatória os períodos secos e chuvosos.

Figura 3 – Precipitação estimada pelo CHIRPS e observada pelos pluviômetros, em escala temporal mensal, para o período de 1981 - 2020. a) 1143010, b) 1144005, c) 1144014, d) 1145001, e) 1145004, f) 1145013, g) 1145014, h) 1244019, i) 1245004, j) 1245005, k) 1245007.



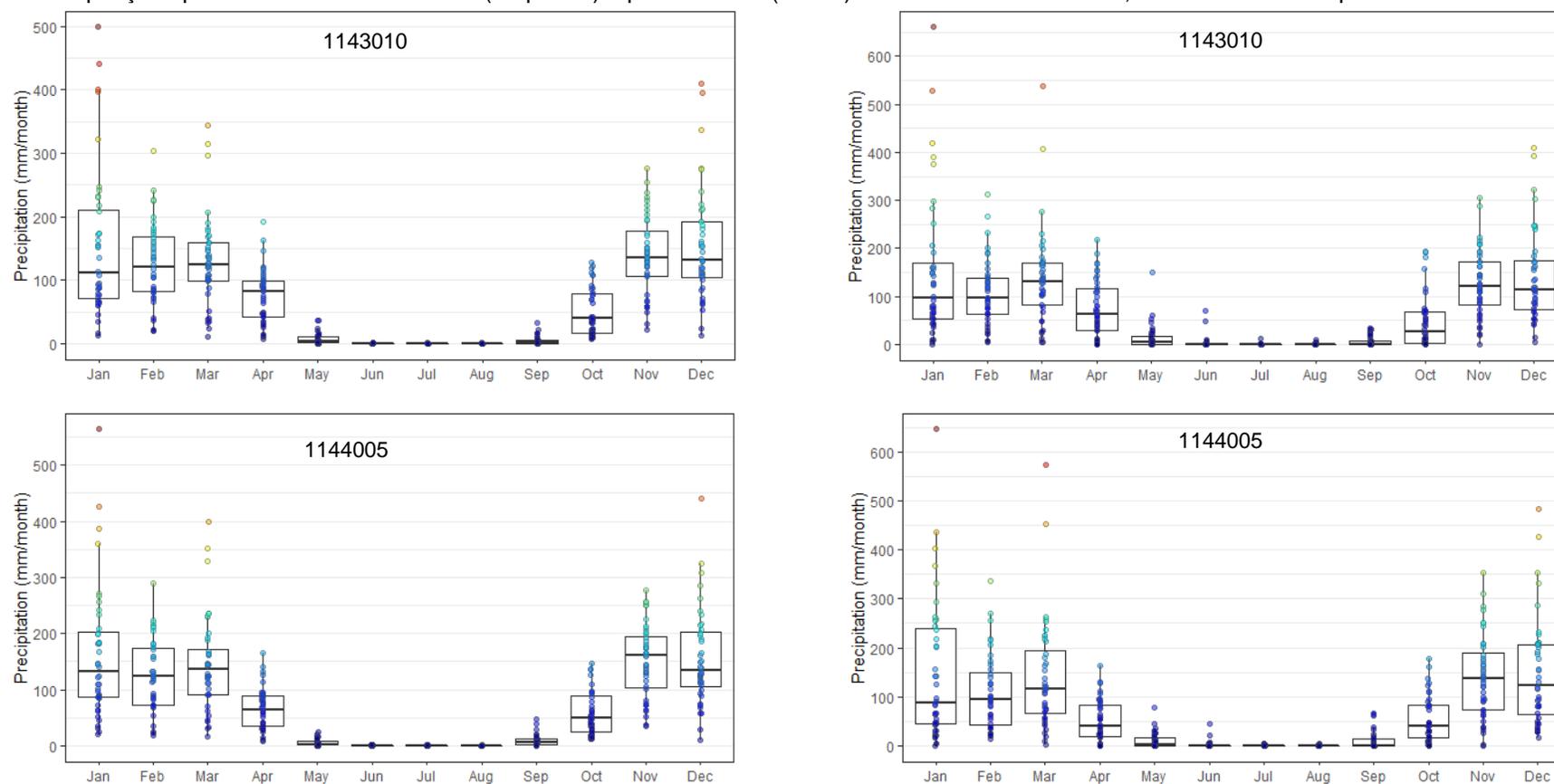


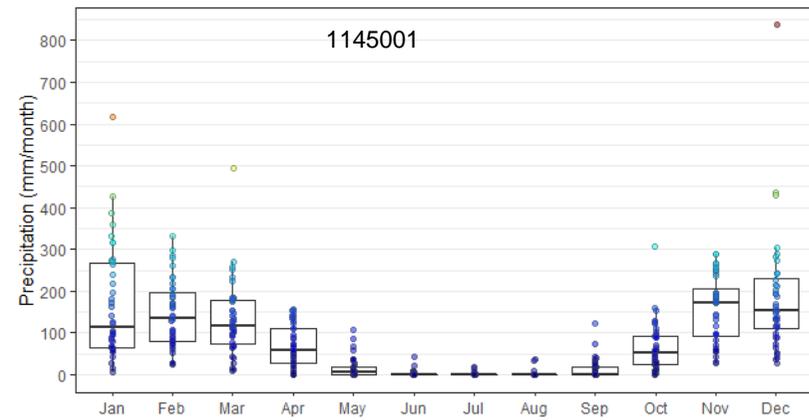
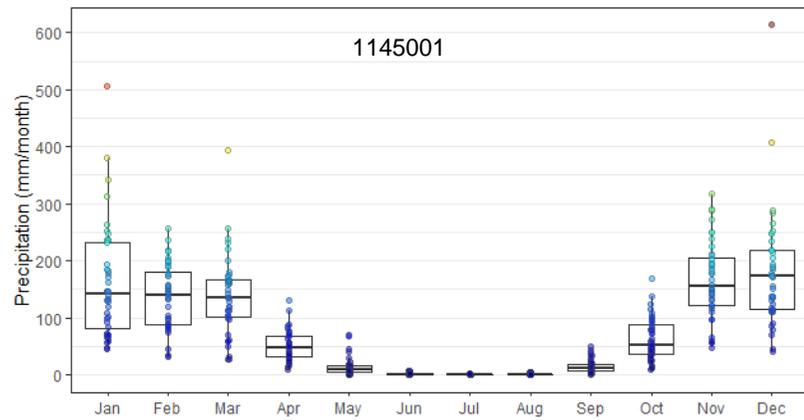
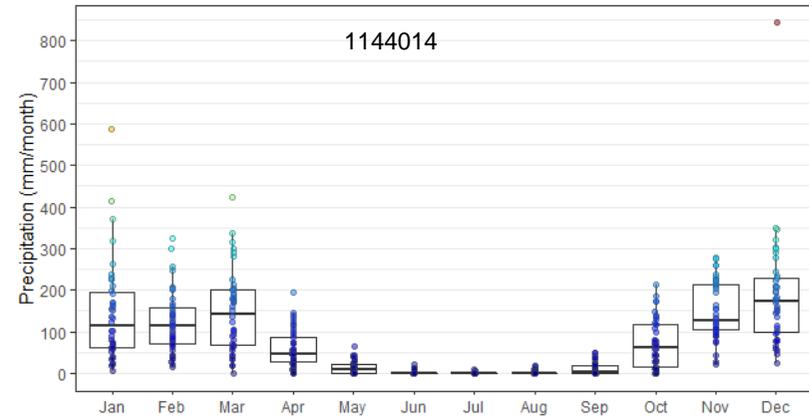
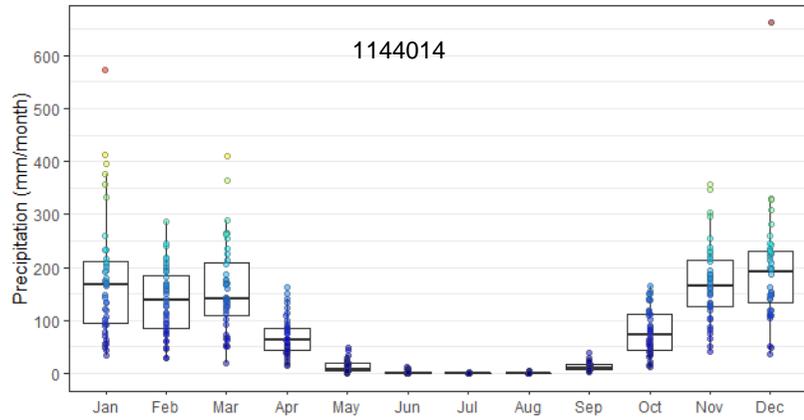
Os valores do CHIRPS estimados de precipitação representaram bem o comportamento das chuvas na bacia do rio Grande ao longo do ano, nas seguintes condições: 1) pré e pós chuvas nos meses de outubro e abril, respectivamente, com volumes precipitados médios

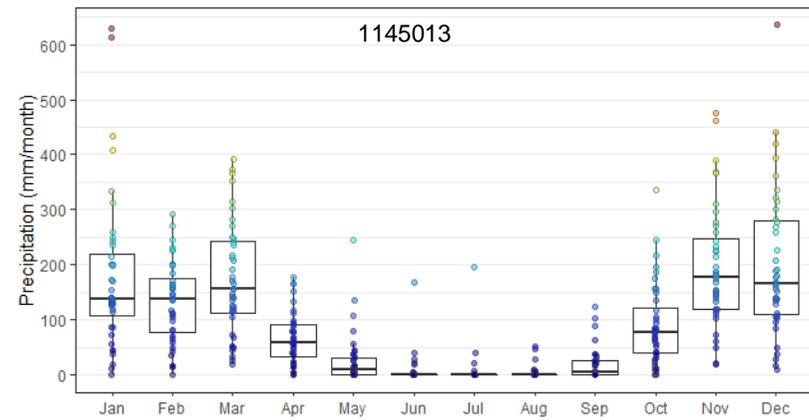
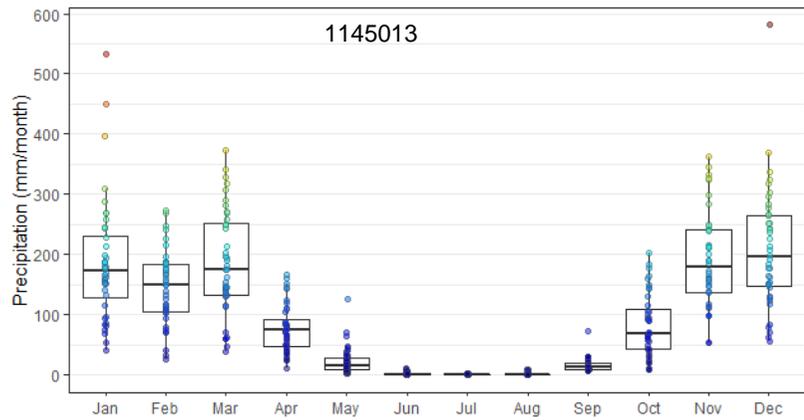
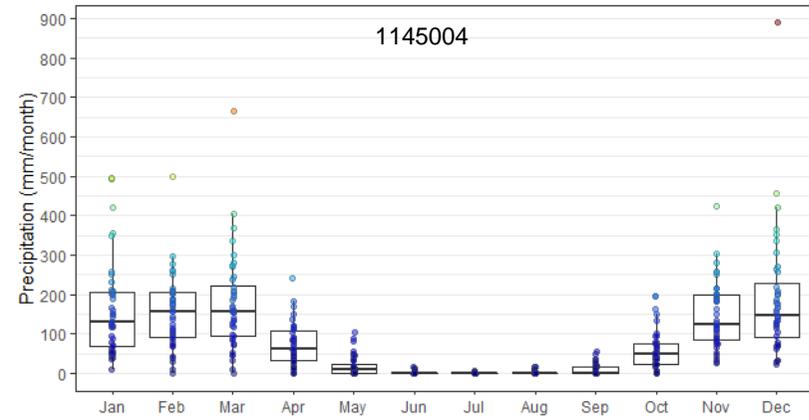
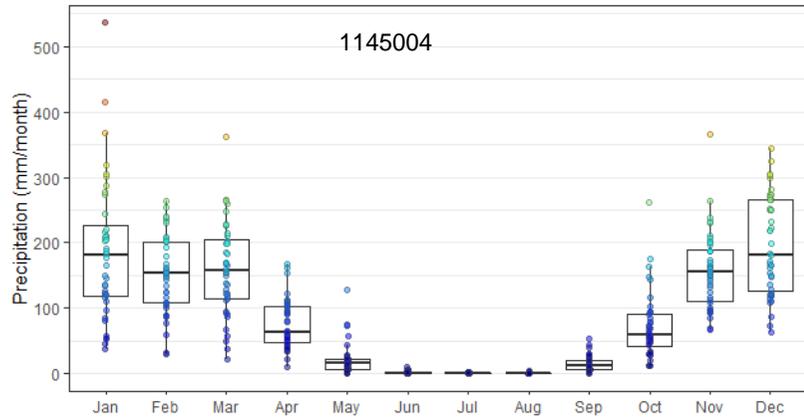
entre 50 a 80 mm mês<sup>-1</sup>; 2) período seco entre maio e setembro com precipitações inferiores a 20 mm mês<sup>-1</sup>; e 3) período chuvoso entre novembro e março com precipitações médias entre 100 a 200 mm mês<sup>-1</sup> (Figura 4). Estes resultados da sazonalidade das estimativas de precipitação se assemelham aqueles encontrados por Gonçalves *et al.* (2020) e Pousa *et al.* (2019). Tais estudos foram realizados nas áreas das três bacias do oeste baiano e, portanto, contemplaram a bacia do rio Grande.

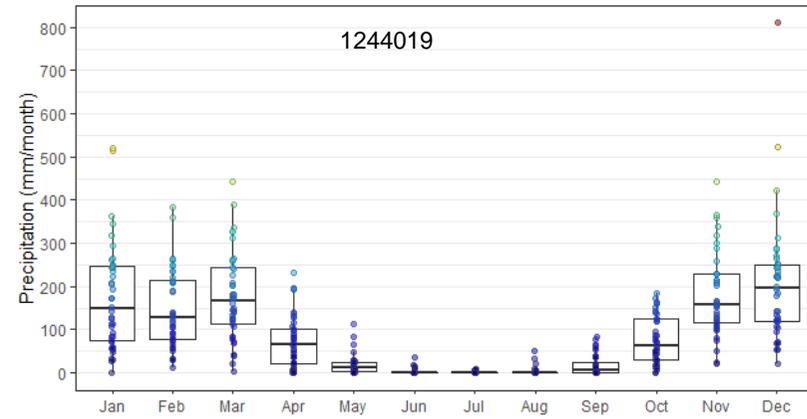
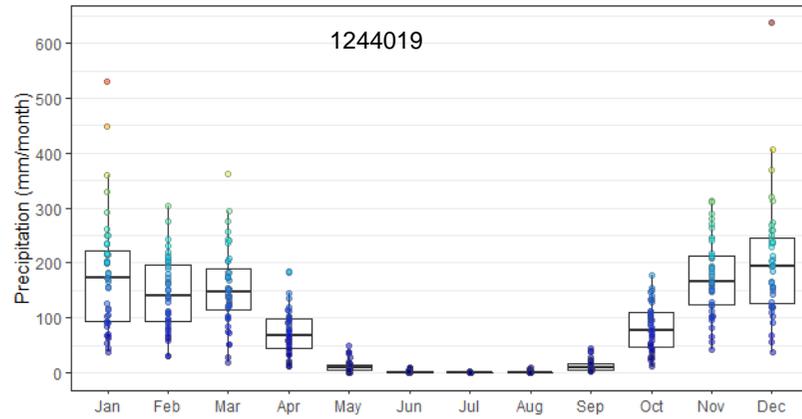
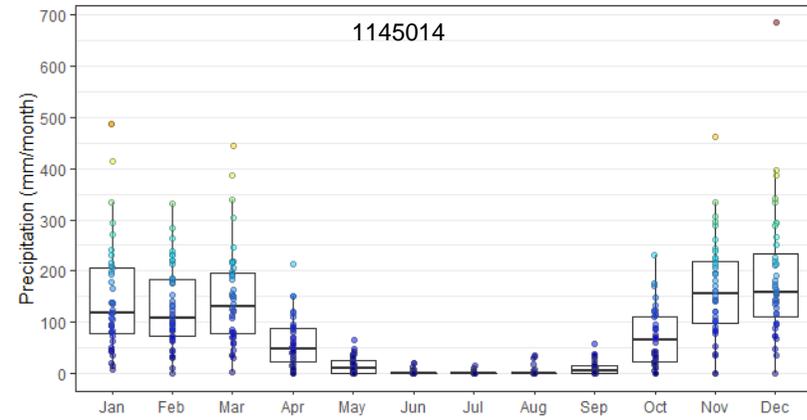
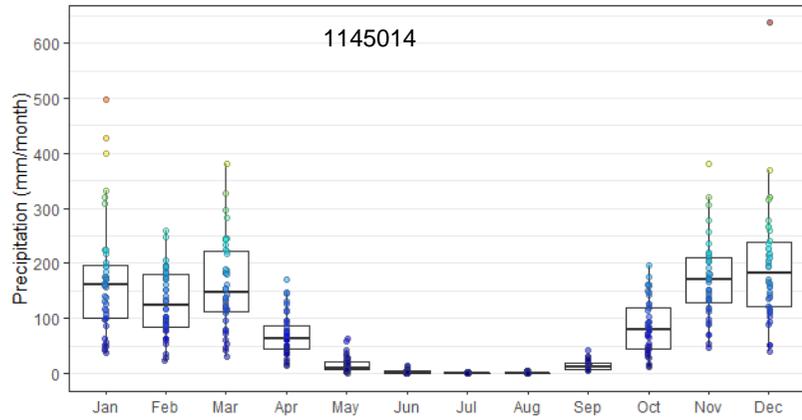
Observou-se para o período chuvoso maior dispersão, magnitude e quantidade de eventos superiores a mediana e acima do 3º quartil (outliers) dos dados dos pluviômetros quando comparados às estimativas do CHIRPS, especialmente das estações 1144005, 1144014, 1145004, 1145014 1245004. As estações 1143010, 1145001, 1145013, 1244019 e 1245007 apresentaram menores diferença para todos os quartis.

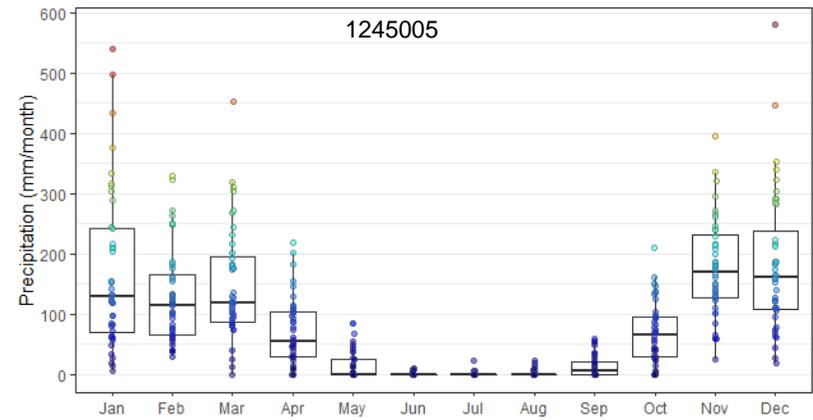
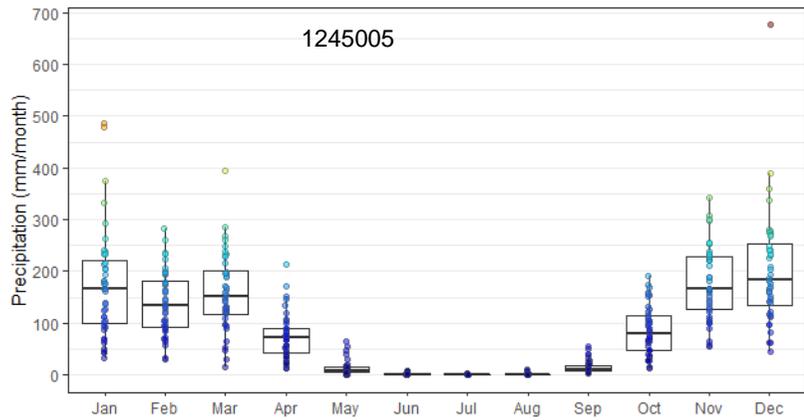
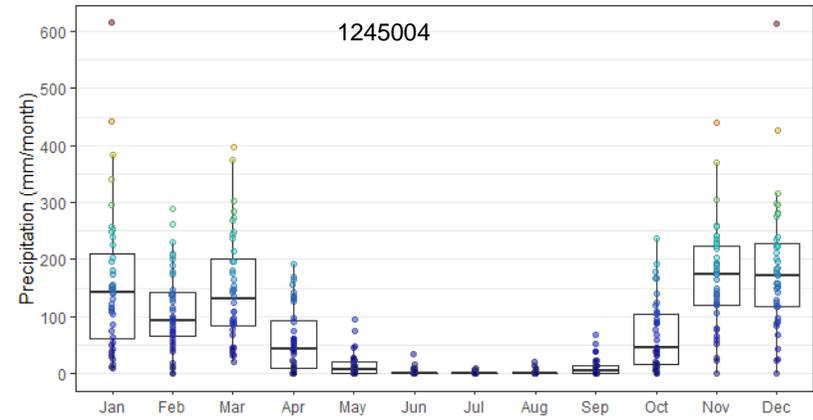
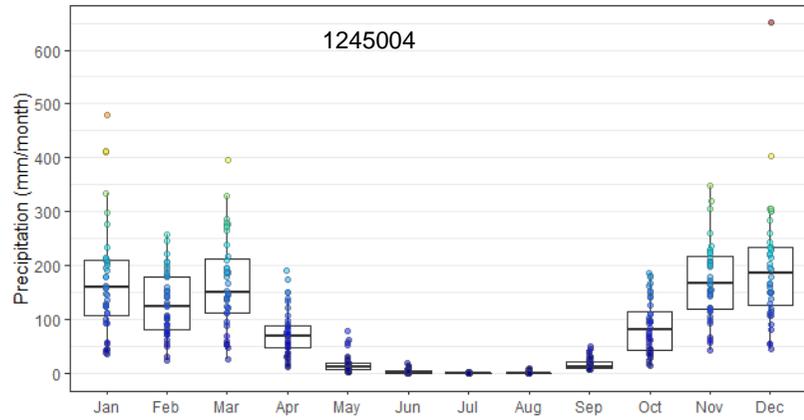
Figura 4 – Precipitações pluviiais mensais – CHIRPS (esquerda) e pluviômetros (direita) – na bacia do rio Grande, estado da Bahia – período de 1981 a 2020.

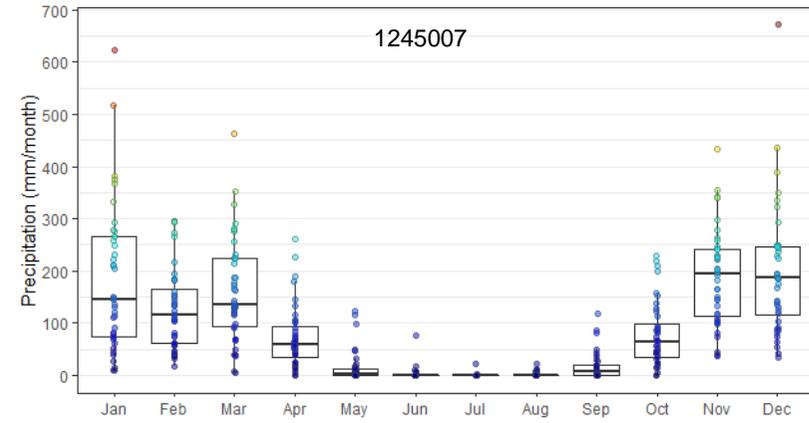
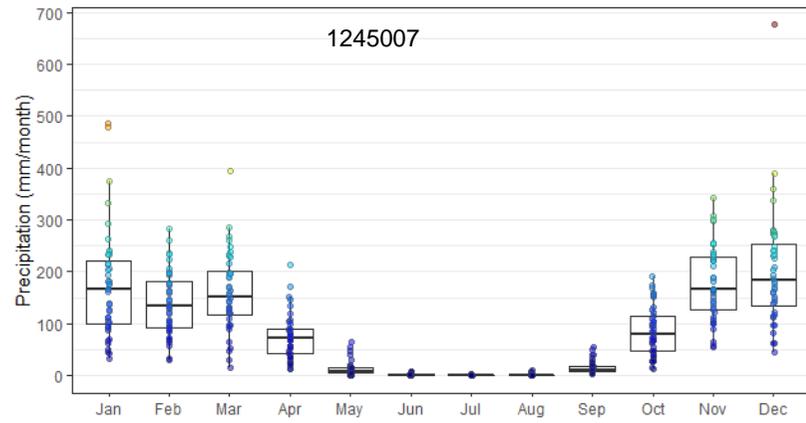








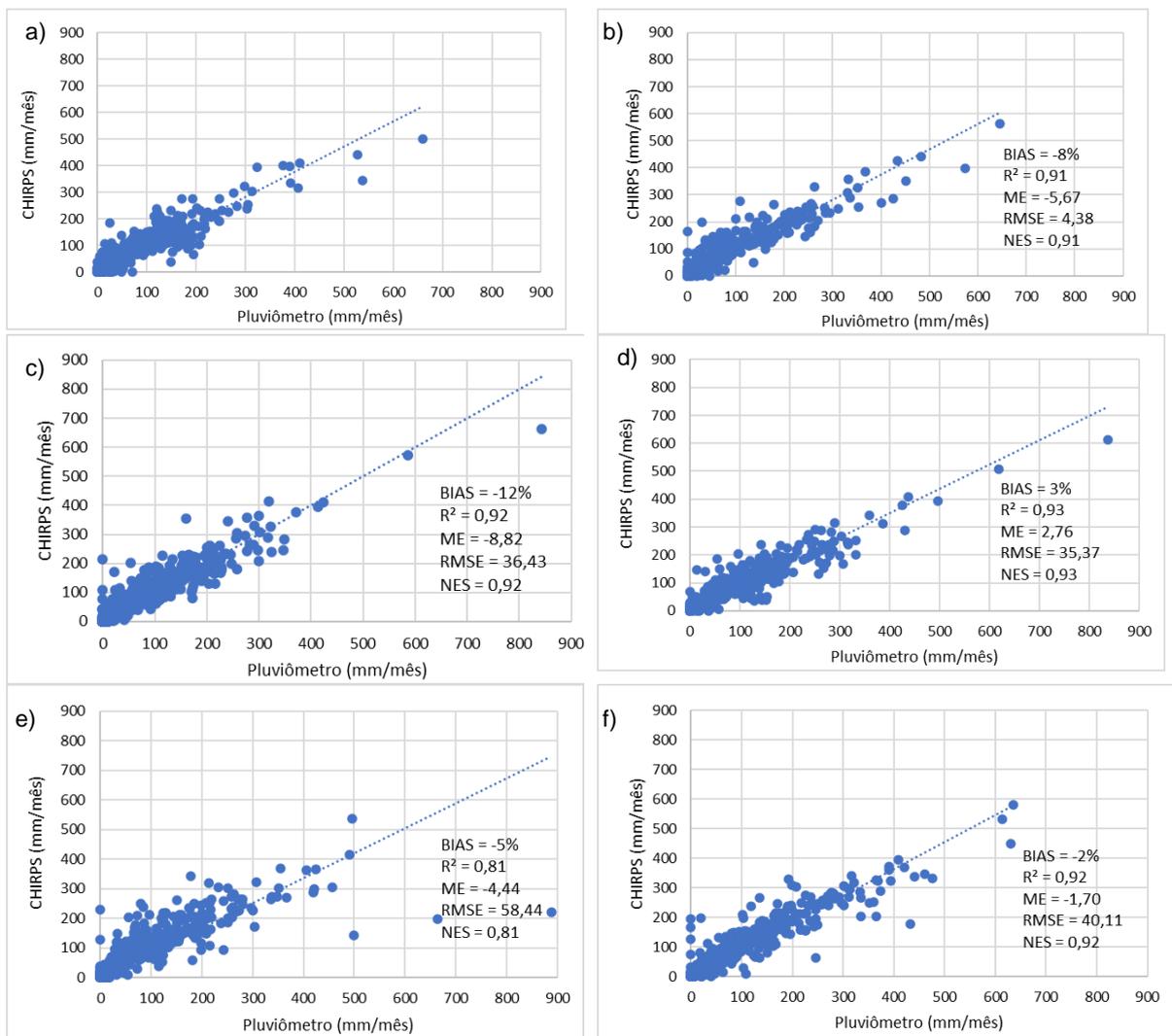


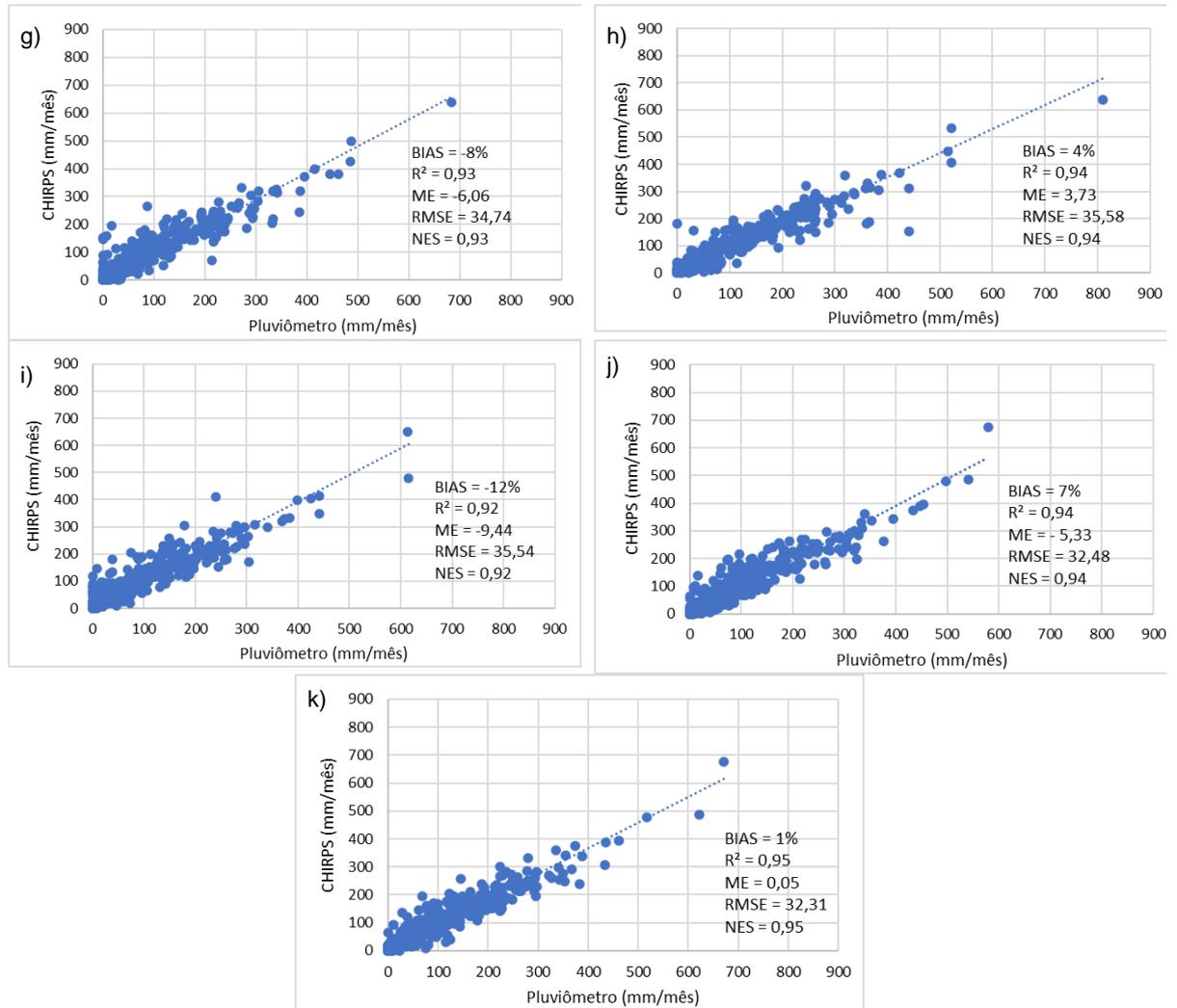


Os resultados das métricas estatísticas estão apresentados na Figura 5. Em relação ao  $R^2$ , os resultados foram superiores a 0,90 com exceção da estação 1145004, na qual este valor foi de 0,81 e, portanto, com  $r$  de 0,90. Assim, em todas as estações os valores do  $r$  foram superiores a 0,90, sendo, conforme de Hopkins (2000) classificados como “quase perfeito”. Portanto, os dados do CHIRPS apresentaram forte correlação linear com aqueles dos medidos pelos pluviômetros.

Em geral, o CHIRPS estimou satisfatoriamente as precipitações, comparadas às observadas nos pluviômetros, apresentando valores do PBIAS inferiores a 10% e NES superiores a 0,75. Este produto superestimou levemente os dados em oito (1143010, 1144005, 1144014, 1145004, 1145013, 1145014, 1245004 e 1245005) das 11 estações e subestimou levemente em três (1145001, 1244019 e 1245007), conforme valores de ME.

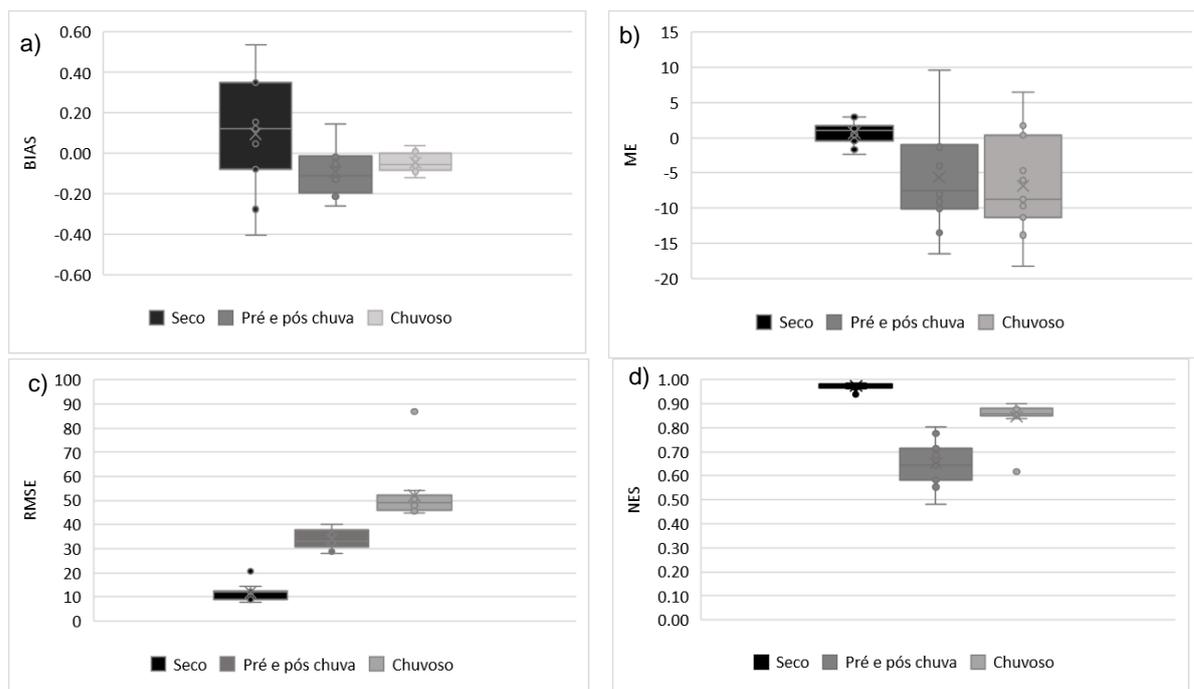
Figura 5 – Métricas estatísticas dos dados de precipitação estimados e observados, em escala mensal do período de 1991 - 2020. a) 1143010, b) 1144005, c) 1144014, d) 1145001, e) 1145004, f) 1145013, g) 1145014, h) 1244019, i) 1245004, j) 1245005, k) 1245007.





O BIAS, ME, RMSE e NES foram analisados em três períodos distintos: seco (maio a setembro), pré e pós chuvas (outubro e abril, respectivamente) e chuvoso (novembro a março), conforme Figura 6. Em geral, o CHIRPS superestimou as precipitações no período chuvoso e o pré e pós chuvas (valores de ME negativos) e subestimou aquelas do período seco (valores de ME positivos). Entretanto, as diferenças relativas entre os dados estimados e observados (valores do BIAS) do período seco foram superiores aos demais períodos. Em relação ao NES, os valores foram melhores (superiores a 0.75) nos períodos seco e chuvoso.

Figura 6 – Métricas estatísticas das estimativas de precipitação do CHIRPS por período na bacia do Rio Grande – BA.



### 3.2 Métricas categóricas

Os resultados dos acertos e erros das estimativas do CHIRPS estão apresentados abaixo (Tabelas 4 e 5). Observa-se que este produto acertou as estimativas de precipitação mensais em pouco mais de 80% dos dados de 1981 a 2020. Destes acertos, mais de 80% foram do tipo H, ou seja, detectou chuva quando houve chuva. Os 20% dos demais acertos (Tipo Z, não detectou chuva quando esta não foi observada nos pluviômetros), foram exclusivamente no período seco (maio a setembro). A maioria dos acertos tipo H foram majoritariamente no período chuvoso (60%), seguindo do período de pré e pós chuvas (20%), totalizando assim mais de 80% de acertos do tipo H.

Tabela 4 – Percentual de acertos e erros das estimativas do CHIRPS.

Estação	Acertos		Erros			
	Z + H	F + M	Z	H	F	M
1143010	85%	15%	19%	81%	68%	32%
1144005	85%	15%	18%	82%	68%	32%
1144014	83%	17%	20%	80%	86%	14%
1145001	83%	17%	16%	85%	94%	6%
1145004	85%	15%	18%	82%	87%	13%
1145013	82%	18%	16%	84%	84%	16%
1145014	87%	13%	16%	84%	89%	11%
1244019	84%	16%	15%	85%	91%	9%
1245004	85%	15%	16%	84%	92%	8%
1245005	81%	19%	12%	88%	91%	9%
1245007	83%	18%	16%	84%	98%	2%

Z: acerto, chuva não detectada no pluviômetro e no CHIRPS

H: acerto, chuva detectada no pluviômetro e no CHIRPS

F: erro, chuva detectada apenas pelo CHIRPS (falso alarme)

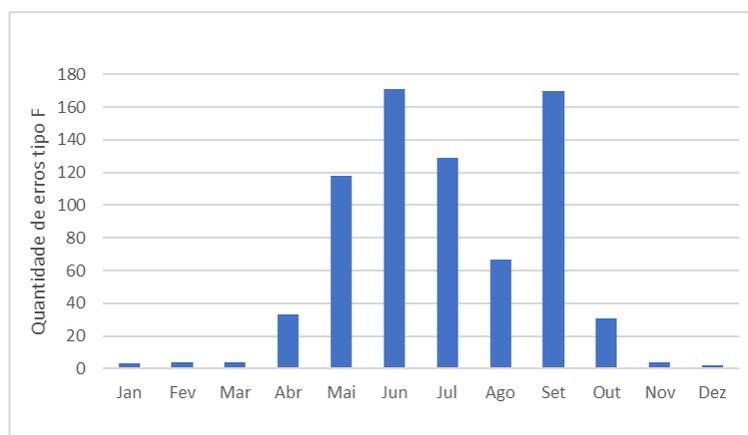
M: erro, chuva detectada apenas pelo pluviômetro

Em relação aos erros (menos de 20%), quase 90% foram do Tipo F (CHIRPS detectando chuva quando o pluviômetro não registrou), sendo concentrados praticamente no período seco. Destaca-se ainda que a quantidade de erros desse tipo no mês prévio as chuvas (abril) e pós chuvas (outubro) foi similar – Figura 7.

Os erros do Tipo M (CHIRPS não detectando chuva quando o pluviômetro registrou) foram exclusivamente no período seco. Portanto, o CHIRPS acertou mais no período chuvoso e errou mais no período seco. Isso pode ser também verificado pelos valores mais elevados do BIAS justamente no período seco. A maior quantidade de erros tipo F foram observadas nos meses de setembro seguido dos meses de junho, nestes dois meses ocorreram em média 45% do total de erros tipo F (Figura 7). A maioria dos erros ocorreram majoritariamente no período seco e foi neste período também em que foram registradas as maiores diferenças relativas entre os valores estimados (Figura 6).



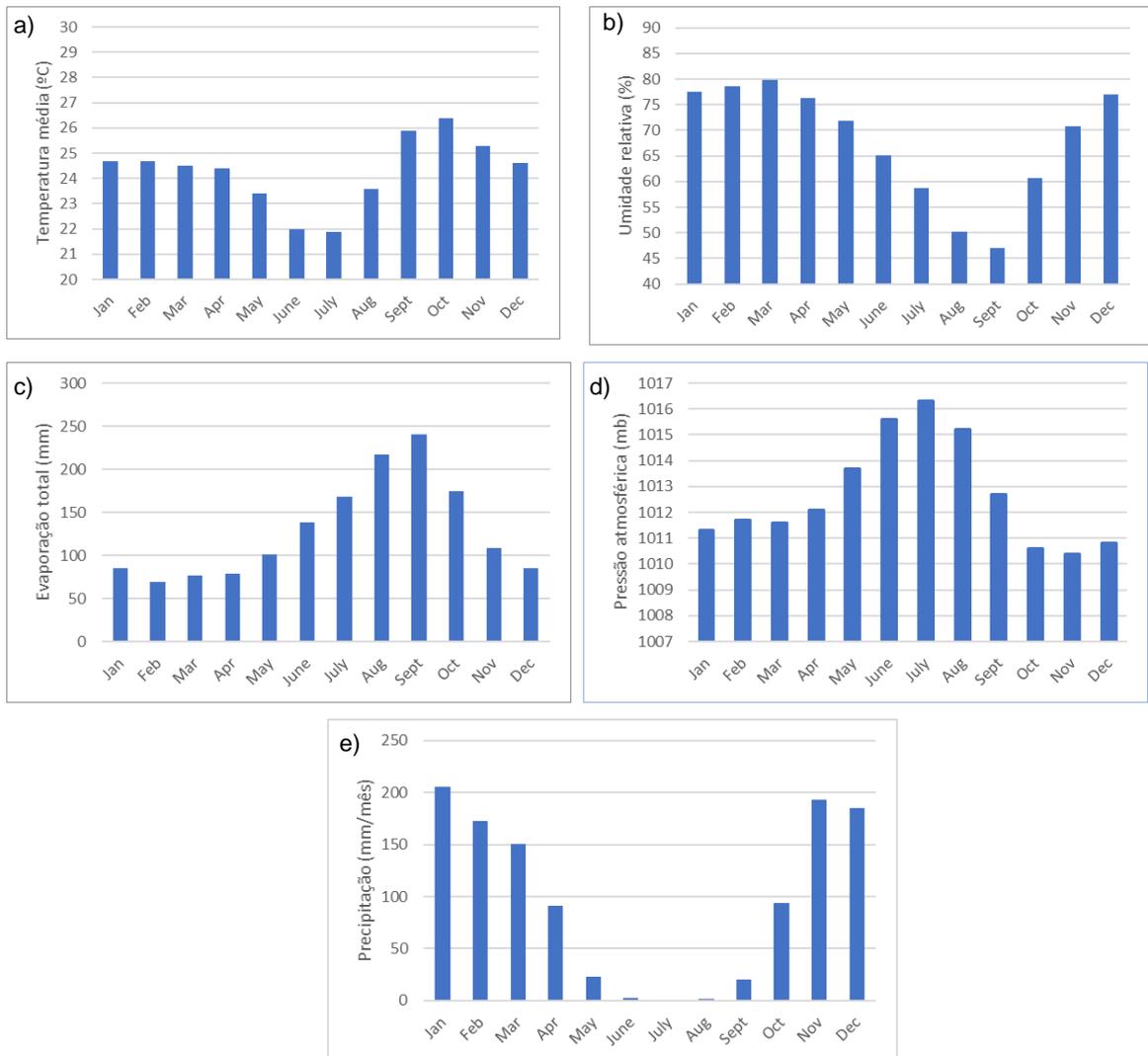
Figura 7 – Quantitativo de erros tipo F ao longo dos meses.



Dentre os motivos dos falsos alarmes observados no período seco, destacam-se a precisão dos pluviômetros na quantificação de chuvas leves, uma vez que a chuva pode evaporar no coletor ou no balde, o que pode afetar as medições em relação a outros instrumentos, podendo também estarem sujeitas a outros erros, como captação inferior induzida pelo vento, temperatura do ar e perda de umidade (ADAM LETTENMAIER, 2003; TAPIADOR *et al.*, 2021; TANG *et al.*, 2018).

As normais climatológicas da estação 83236, gerida pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e localizada na cidade de Barreiras – BA, inserida na bacia do rio Grande, são apresentadas na Figura 8. Observa-se que o período seco, de maio a setembro, apresenta valores de evaporação total crescente, maiores valores de pressão atmosférica e os valores mais baixos de umidade relativa, com temperaturas mais elevadas registradas nos meses de setembro e outubro. A precipitação é caracterizada por valores abaixo de 25 mm/mês entre maio e setembro, pré e pós chuvas em outubro e abril, respectivamente, com chuvas próximo a 100 mm/mês e período chuvoso entre outubro a março com valores entre 100 e 200 mm/mês. Portanto, tais características climatológicas podem afetar as medições dos pluviômetros e assim justificar os falsos alarmes identificados pelo CHIRPS, com base no que foi anteriormente discutido.

Figura 8 – Normais climatológicas da estação do INMET localizada na cidade de Barreiras – BA: a) Temperatura média mensal; b) Umidade relativa do ar; c) Evaporação total; d) Pressão atmosférica; e) Precipitação.



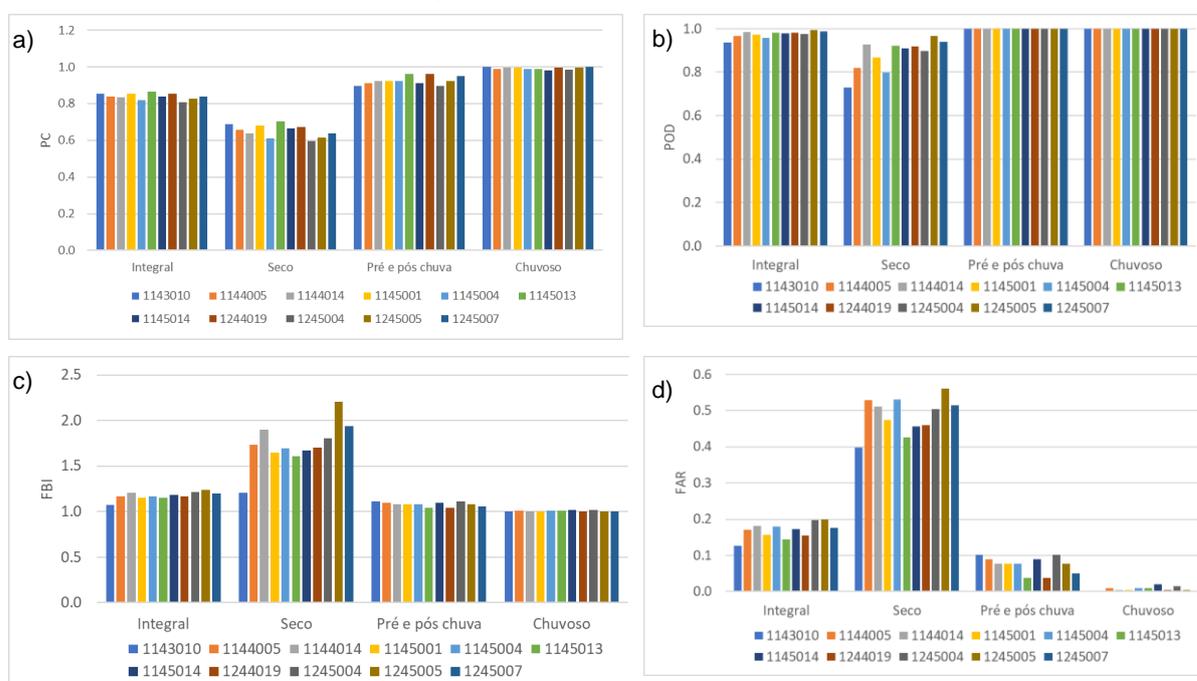
Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia

É importante também destacar os erros decorrentes da estimativa de precipitação por área em relação as medidas pelos pluviômetros. Wood *et al.* (2000) compararam as estimativas de radar meteorológico com uma densa rede de pluviômetro na bacia hidrográfica de Brue, em Somerset, Inglaterra, e observaram que o erro padrão de precipitação com base em um único pluviômetro é de cerca de 33% em um pixel de grade de 2 x 2 km, com taxas de chuva de 4 mm em 15 minutos. Jensen e Pedersen (2005) ao comparar a precipitação obtida por meio de radar (pixel de 500 x 500 m) com 9 pluviômetros espacialmente distribuídos no pixel observaram que a magnitude da variação na precipitação acumulada nestes pontos dentro da área do pixel foi bastante alta. Os valores medidos indicam uma variação de até 100% entre os medidores de chuva vizinhos dentro do pixel em um período de 4 dias. Villarini *et al.* (2008) sugeriram que mais de 25 pluviômetros são necessários para fazer o erro da precipitação média reduzir dentro de 20% da chuva real em um pixel de ~200 km<sup>2</sup> na escala temporal de 15 min. Portanto, a incompatibilidade entre o acúmulo contínuo de observações

de medir em escala de ponto e a precipitação instantânea de satélite, dada em área, tem um impacto marcante nos resultados da avaliação.

Em relação aos indicadores categóricos, observa-se que o CHIRPS foi preciso na detecção das chuvas e estimou muito bem os eventos, especialmente aqueles dos períodos pré e pós chuvas e no período chuvoso, conforme valores da proporção correta (PC ~1) e índice de polarização de frequência (FBI ~1), respectivamente (Figura 9). Verifica-se que o CHIRPS apresentou excelente desempenho na probabilidade de detecção das chuvas, mesmo no período seco, com valor de POD próximo de 1. Entretanto, proporção de eventos falsamente relatados foi expressivamente maior no período seco, quando os valores do FAR foram entre 0,40 e 0,56 e nos demais períodos os valores foram inferiores a 0,10.

Figura 9 – Métricas categóricas: a) proporção correta (PC), b) probabilidade de detecção (POD), c) índice de polarização de frequência (FBI) e d) taxa de falso alarme (FAR).



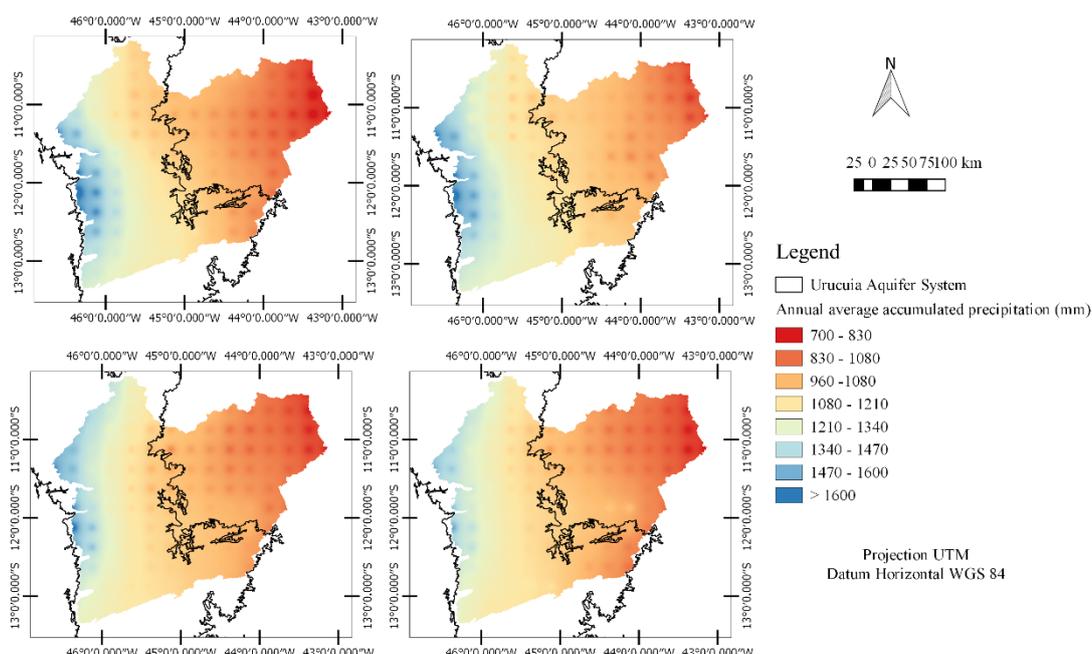
É importante observar que considerando somente os índices estatísticos, o CHIRPS apresenta melhor desempenho no período seco (a exceção de BIAS). No entanto, os índices categóricos mostram esse período como sendo o de pior desempenho. Os menores valores dos ME e RMSE nas estimativas do período seco ocorrem, pois é neste período que os eventos de precipitação são escassos e de menores magnitudes, o que leva a erros estatísticos mais baixos e, conseqüentemente, maiores valores de NES. No período chuvoso, os altos valores de precipitação tornam os erros mais notáveis na mesma proporção. Por outro lado, as métricas categóricas mensuram acertos e erros e não a magnitudes destes,

evidenciando assim a necessidade da análise conjunta das métricas estatísticas e categóricas.

### 3.3 Interpolação

Os dados dos valores acumulados anuais médios de diferentes períodos (1981 – 1990; 1991 – 2000; 2001 – 2010 e 2011 – 2020) das estimativas do CHIRPS foram interpolados por meio do inverso do quadrado da distância (IDW) (Figura 10). Em todos os quatro períodos foi observada uma variabilidade especialmente distribuída no sentido leste - oeste, com maiores valores de precipitações anuais na porção oeste (valores típicos do clima tropical sazonalmente seco) e menores a leste (valores típicos do clima semiárido). Estes resultados corroboram com aqueles observados por Pousa *et al.* (2019), Montovani *et al.* (2019), Mutti *et al.* (2020) e Vieira *et al.* (2021).

Figura 10 – Interpolação das estimativas de precipitação do CHIRPS na bacia do Rio Grande – BA, para os períodos 1981 – 1990; 1991 – 2000; 2001 – 2010 e 2011 – 2020.



Assim como Pousa *et al.* (2019), as estimativas do CHIRPS mostraram que as isoietas de precipitação se movem no sentido de leste a oeste. Esses autores avaliaram os dados de precipitação das bacias do Oeste do Estado da Bahia no período de 1980 a 2015 e observaram uma tendência de ruptura em 1992, com redução média estatisticamente significativa no período de 1993-2015 de cerca de 12% ( $165 \text{ mm ano}^{-1}$ ) em relação ao período de 1980-1992. Os autores observaram ainda reduções nas vazões fluviais em todo o espectro da curva de permanência, atribuindo tais resultados a mudanças nas bacias hidrográficas por efeitos antropogênicos, mudanças climáticas e variabilidade climática de baixa frequência.

Silva (2020) avaliou as precipitações – período de 1985 a 2017 – e sua relação com o desmatamento na região do MATOPIBA. Em relação às séries históricas de precipitação localizadas na bacia do rio Grande foi observado tendência de queda das precipitações em todas as séries históricas nos períodos chuvosos, secos e na transição seco-chuvoso. Os resultados evidenciaram também significância estatística forte e correlação moderada entre variáveis (mudança de uso e ocupação do solo e as tendências de precipitação sazonal), tanto em áreas mais antropizadas quanto em áreas menos antropizadas.

Mutti *et al.* (2020) validaram dados de precipitação do *Climate Research Unit TimeSeries* (CRU TS) sobre a bacia do rio São Francisco, e avaliaram suas principais características climatológicas em comparação com dados observados dos pluviômetros para o período de 1942 a 2016. Para a região do Submédio São Francisco, onde está inserida a bacia do rio Grande, os dados de chuva estimados pelo CRU TS foram confiáveis, sendo identificadas tendências decrescentes significativas das chuvas e identificado o ano de 2012 como ponto de mudança de tendência.

Vieira *et al.* (2021) avaliaram as tendências nas associações entre a variabilidade da pressão atmosférica e os padrões de circulação que ocorrem sobre a região Sistema Aquífero Urucuia (SAU) e, portanto, em grande parte da bacia do rio Grande. Foram correlacionadas as precipitações do período de setembro de 1973 a agosto de 2006 com a *Atlantic Multidecadal Oscillation* (AMO), o *El Niño South Oscillation* (ENSO) e o *Pacific Decadal Oscillation* (PDO). Assim, foi observada correlação da precipitação mensal e anual com o índice da AMO, os resultados mostraram-se estatisticamente significativos, não sendo encontrado nenhuma correlação entre a PDO e o ENSO e a precipitação sobre o SAU.

Essas alterações dos volumes precipitados anuais detectados pelas estimativas do CHIRPS e observadas por Pousa *et al.* (2019), Montovani *et al.* (2019) e Vieira *et al.* (2021) especialmente na área do Sistema Aquífero Urucuia (SAU), podem comprometer as recargas e alterar ou mesmo comprometer os fluxos de água superficial nas bacias dos rios Grande, São Francisco e Tocantins. O SAU é o principal responsável por manter as vazões do Rio São Francisco nas estações secas, com diferenças de duração e amplitude nos ciclos pré-1980, com grandes mudanças nos patamares do fluxo de base, sendo essa um indicativo de que tais vazões podem mudar amplamente ao longo do tempo, com maior contribuição nas porções oeste e central dos rios que o seccionam, onde são encontradas maiores espessuras do sistema aquífero (GONÇAVEL *et al.*, 2017).

Os efeitos combinados das possíveis alterações do regime de chuvas, das alterações do uso e ocupação do solo e aumento das demandas hídricas, especialmente para a produção de grãos, intensificados pelas mudanças climáticas poderão impactar os componentes do ciclo hidrológico, comprometer serviços ecossistêmicos e/ou intensificar conflitos pelos recursos hídricos e terra.

## 4 CONCLUSÃO

O presente estudo centrou-se na validação do CHIRPS ao longo da bacia do rio Grande com dados mensais de precipitação do período recente de 39 anos (1981 – 2020). Foram então comparados, na escala mensal, os dados do CHIRPS da grade de  $0,25^\circ \times 0,25^\circ$  com os dados dos pluviômetros por meio da técnica “ponto-a-pixel”.

Foram selecionados dados de 11 pluviômetros e comparados com os valores CHIRPS por meio de métricas estatísticas e categóricas, bem como realizada a interpolação dos dados do CHIRPS. A correlação entre os dois conjuntos de dados de precipitação foi classificada como “excelente” ( $R^2$  superior a 0,81 e, portanto,  $r$  superior a 0,90).

As estimativas de precipitação do CHIRPS forneceram boas respostas em relação aos dados observados nos pluviômetros. Adicionalmente, o CHIRPS apresentou-se ótimo ao detectar presença e ausência de chuva no período chuvoso, entretanto no período seco detectou chuva quando não foram registradas pelos pluviômetros, apresentando falso alarme exclusivamente no período seco, quase que majoritariamente nos meses junho e setembro.

Assim, o CHIRPS foi satisfatório na detecção de chuva e apresentou-se satisfatório na probabilidade de detecção desses eventos, mesmo no período seco. Acrescenta-se que o CHIRPS exibe uma boa capacidade para representar a variação espaço temporal da precipitação, indicando, inclusive, redução da precipitação na bacia ao longo das décadas.

## 5 REFERÊNCIAS

ABDOURAHAMANE, Zakari Seybou (2021). Evaluation of fine resolution gridded rainfall datasets over a dense network of rain gauges in Niger. *Atmospheric Research*, Volume 252, 2021, 105459, ISSN 0169-8095. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2021.105459>.

ADAM Jennifer C. LETTENMAIER, Dennis P. (2003), Adjustment of global gridded precipitation for systematic bias, *J. Geophys. Res.*, 108, 4257. <https://doi.org/10.1029/2002JD002499>.

ARSHAD, Muhammad. MA, Xieyao. YIN, Jun. ULLAH, Waheed. ALI, Gohar. ULLAH, Safi. LIU, Mengyang. SHAHZAMAN, Muhammad. ULLAH, Irfan. Evaluation of GPM-IMERG and TRMM-3B42 precipitation products over Pakistan. *Atmospheric Research*, Volume 249, 2021, 105341, ISSN 0169-8095, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105341>.

BAEZ-VILLANUEVA, Oscar Manuel. ZAMBRANO-BIGIARINI, Mauricio. RIBBE, Lars. NAUDITT, Alexandra. GIRALDO-OSORIO, Juan Diego. THINH, Nguyen Xuan. Temporal and spatial of satellite rainfall estimates over different regions in Latin-America. *Atmospheric Research*, Volume 213, 2018, Pages 34-50, ISSN 0169-8095. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.05.011>.

BAI, X.; WU, X.; WANG, P. Blending long-term satellite-based precipitation data with gauge observations for drought monitoring: Considering effects of different gauge densities. *Journal of Hydrology*, Volume 577, 2019, 124007, ISSN 0022-1694. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124007>.

BASHEER, Mohammed. ELAGIB, Nadir Ahmed. Performance of satellite-based and GPCP 7.0 rainfall products in an extremely data-scarce country in the Nile Basin. *Atmospheric Research*, Volume 215, 2019, Pages 128-140, ISSN 0169-8095, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.08.028>.

BRASIL NETO, R.M. SANTOS, C.A.G. NASCIMENTO, T.V.M. SILVA, R.M. DOS SANTOS, C.A.C. (2020) Evaluation of the TRMM product for monitoring drought over Paraíba State, north-eastern Brazil: a statistical analysis. *Remote Sens.* 12 (14), 2184. <https://doi.org/10.3390/rs12142184>.

BRITO, D. et al. Monitoring meteorological drought in a semiarid region using two long-term satellite-estimated rainfall datasets: A case study of the Piranhas River basin, northeastern Brazil. *Atmospheric Research*, Volume 250, 2021, 105380, ISSN 0169-8095. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105380>.

CAMPAROTTO, Ludmila B. BLAIN, Gabriel C. GIAROLLA, Angélica. ADAMI, Marcos. CAMARGO, Marcelo B. P. Validação de dados termopluviométricos obtidos via sensoriamento remoto para o Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 17(6), 665-671, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000600013>

CAVALCANTE, Rosane Barbosa Lopes. FERREIRA, Douglas Batista da Silva. PONTES, Paulo Rógenes Monteiro. TEDESCHI, Renata Gonçalves. COSTA, Cláudia Priscila Wanzeler. SOUZA, Everaldo Barreiros. Evaluation of extreme rainfall indices from CHIRPS precipitation estimates over the Brazilian Amazonia. *Atmospheric Research*, Volume 238, 2020, 104879, ISSN 0169-8095, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.104879>.

DARAND, Mohammad. AMANOLLAHI, Jamil. ZANDKARIMI, Soma. Evaluation of the performance of TRMM Multi-satellite Precipitation Analysis (TMPA) estimation over Iran. *Atmospheric Research*, Volume 190, 2017, Pages 121-127, ISSN 0169-8095, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2017.02.011>.

DOS SANTOS, Vitor Juste. CALIJURI, Maria Lúcia. RIBEIRO JÚNIOR, José Ivo. ASSIS, Leonardo Campos. Rainfall estimation methods in the Brazilian semiarid region: 30-year evaluation on a monthly scale. *Int J Climatol.* 2021; 41 (Suppl. 1): E752– E767. <https://doi.org/10.1002/joc.6723>.

DUAN, Z. et al. Evaluation of eight high spatial resolution gridded precipitation products in Adige Basin (Italy) at multiple temporal and spatial scales. *Science of The Total Environment*, Volume 573, 2016, Pages 1536-1553, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.213>.

EBERT, Elizabeth. JANOWIAK, John. KIDD, Chris. Comparison of Near-Real-Time Precipitation Estimates from Satellite Observations. *Bulletin of The American Meteorological Society - BULL AMER METEOROL SOC.* 88. 10.1175/BAMS-88-1-47. 2007.

FALCK, Aline S. MAGGIONI, Viviana. TOMASELLA, Javier. VILA, Daniel DINIZ, A. Fábio L.R. Propagation of satellite precipitation uncertainties through a distributed hydrologic model: A case study in the Tocantins–Araguaia basin in Brazil. *Journal of Hydrology.* Volume 527, 2015. Pages 943-957, ISSN 0022-1694. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.05.042>.

FANG, Jian. YANG, Wentao. LUAN, Yibo. DU, Juan. LIN, Aiwèn. ZHAO, Lin. Evaluation of the TRMM 3B42 and GPM IMERG products for extreme precipitation analysis over China. *Atmospheric Research*, Volume 223, 2019, Pages 24-38, ISSN 0169-8095. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.03.001>.

FUNK, C. PETERSON, P. LANDSFELD, M. PEDREROS, D. VERDIN, J. SHUKLA, S. HUSAK, G. ROWLAND, J. HARRISON, L. HOELL, A. MICHAELSEN, J. 2015. The climate hazards infrared precipitation with stations - a new environmental record for monitoring extremes. *Sci. Data* 2, 1–21. <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>.

GAO, Feng. ZHANG, Yuhu. CHEN, Qihua. WANG, Peng. YANG, Huirong. YAO, Yunjun. CAI, Wanyuan. Comparison of two long-term and high-resolution satellite precipitation datasets in Xinjiang, China. *Atmospheric Research*, Volume 212, 2018, Pages 150-157, ISSN 0169-8095, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.05.016>.

GEBREMEDHIN, Mewcha Amha. LUBCZYNSKI, Maciek W. MAATHUIS, Ben H.P. TEKA, Daniel. Novel approach to integrate daily satellite rainfall with in-situ rainfall, Upper Tekeze Basin, Ethiopia. *Atmospheric Research*, Volume 248, 2021, 105135, ISSN 0169-8095, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105135>.

GONÇALVES, R. D.; ENGELBRECHT, B. Z.; CHANG, H. K. Evolução da contribuição do Sistema Aquífero Uruçuia para o Rio São Francisco, Brasil. *Águas Subterrâneas*, v. 32, n. 1, p. 1–10, 22 dez. 2017.

HEROLD, Nicholas. BEHRANGI, Ali. ALEXANDER, Lisa. (2017). Large uncertainties in observed daily precipitation extremes over land: Uncertainties in Precipitation Extremes. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. <https://doi.org/10.1002/2016JD025842>

HUFFMAN, G. J. et al. The TRMM Multisatellite Precipitation Analysis (TMPA): Quasi-global, multiyear, combined-sensor precipitation estimates at fine scales. *Journal of Hydrometeorology*, v. 8, n. 1, p. 38–55, 2007. <https://doi.org/10.1175/JHM560.1>

JOYCE, R. J. et al. CMORPH: A method that produces global precipitation estimates from passive microwave and infrared data at high spatial and temporal resolution. *Journal of Hydrometeorology*, v. 5, n. 3, p. 487–503, 2004. [https://doi.org/10.1175/1525-7541\(2004\)005<0487:CAMTPG>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1525-7541(2004)005<0487:CAMTPG>2.0.CO;2)

KIDD, C.; LEVIZZANI, V. Status of satellite precipitation retrievals. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 15, n. 4, p. 1109–1116, 2011. <https://doi.org/10.5194/hess-15-1109-2011>.

LE, Manh-Hung. LAKSHMI, Venkataraman. BOLTEN, John. BUI, Duong Du. Adequacy of Satellite-derived Precipitation Estimate for Hydrological Modeling in Vietnam Basins. *Journal of Hydrology*, Volume 586, 2020, 124820, ISSN 0022-1694, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124820>.

LIU, Chian-Yi. ARYASTANA, Putu. LIU, Gin-Rong. HUANG, Wan-Ru. Assessment of satellite precipitation product estimates over Bali Island. *Atmospheric Research*, Volume 244, 2020, 105032, ISSN 0169-8095. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105032>.

LIU, Jun. SHANGGUAN, Donghui. LIU, Shiyin. DING, Yongjian. WANG, Shaoping. WANG, Xiuna. Evaluation and comparison of CHIRPS and MSWEP daily-precipitation products in the Qinghai-Tibet Plateau during the period of 1981–2015. *Atmospheric Research*, Volume 230, 2019, 104634, ISSN 0169-8095, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.104634>.

MELO, Davi de C. D. XAVIER, Alexandre C. BIANCHI, Thiago. OLIVEIRA, Paulo T. S. SCANLON, Bridget R. LUCAS, Murilo C. WENDLAND, Edson. (2015), Performance evaluation of

rainfall estimates by TRMM Multi-satellite Precipitation Analysis 3B42V6 and V7 over Brazil, *J. Geophys. Res. Atmos.*, 120, 9426–9436. <https://doi.org/10.1002/2015JD023797>.

MUTTI, Pedro R. DUBREUIL, Vincent. Et al. Assessment of Gridded CRU TS Data for Long-Term Climatic Water Balance Monitoring over the São Francisco Watershed, Brazil. *Atmosphere*, v. 11, p. 1-25, 2020. <https://doi.org/10.3390/atmos11111207>.

PAREDES-TREJO, F.J. BARBOSA, H.A. LAKSHMI KUMAR, T.V. (2017). Validating CHIRPS-based satellite precipitation estimates in northeast Brazil. *Journal of Arid Environments*, 139, 26–40. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.12.009>.

POUSA, Raphael. COSTA, Marcos H. PIMENTA, Fernando M. FONTES, Vitor C. BRITO, Vinícius Foncesca A. CASTRO, Marina. 2019. Climate Change and Intense Irrigation Growth in Western Bahia, Brazil: The Urgent Need for Hydroclimatic Monitoring. *Water* 11, no. 5: 933. <https://doi.org/10.3390/w11050933>.

RIVERA, Juan A. MARIANETTI, Georgina. HINRICHS, Sofia. Validation of CHIRPS precipitation dataset along the Central Andes of Argentina. *Atmospheric Research*, Volume 213, 2018, Pages 437-449, ISSN 0169-8095, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.06.023>.

SALIO, P. et al. Evaluation of high-resolution satellite precipitation estimates over southern South America using a dense rain gauge network. *Atmospheric Research*, Volume 163, 2015, Pages 146-161, ISSN 0169-8095. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.11.017>.

SANTOS, Celso Augusto Guimarães. BRASIL NETO, Reginaldo Moura. NASCIMENTO, Thiago Victor Medeiros. SILVA, Richarde Marques. MISHRA, Manoranjan. FRADE. Tatiane Gomes. Geospatial drought severity analysis based on PERSIANN-CDR-estimated rainfall data for Odisha state in India (1983–2018), *Science of The Total Environment*, Volume 750, 2021, 141258, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141258>.

SATGÉ, Frédéric. DEFRANCE, Dimitri. SULTAN, Benjamin. BONNET, Marie-Paule. SEYLER, Frédérique. ROUCHÉ, Nathalie. PIERRON, Fabrice. PATUREL, Jean-Emmanuel. Evaluation of 23 gridded precipitation datasets across West Africa. *Journal of Hydrology*, Volume 581, 2020, 124412, ISSN 0022-1694. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124412>.

SEYYEDI, H. et al. Hydrologic evaluation of satellite and reanalysis precipitation datasets over a mid-latitude basin. *Atmospheric Research*, v. 164–165, p. 37–48, 2015. Pages 37-48, ISSN 0169-8095. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.03.019>.

SHARIFI, Ehsan. STEINACKER, Reinhold. SAGHAFIAN, Bahram. 2016. Assessment of GPM-IMERG and Other Precipitation Products against Gauge Data under Different Topographic and Climatic Conditions in Iran: Preliminary Results. *Remote Sens.* 8, no. 2: 135. <https://doi.org/10.3390/rs8020135>.

SILVA, P. R. F. (2020). A expansão agrícola no Cerrado e seus impactos no ciclo hidrológico: estudo de caso na região do MATOPIBA. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento Sustentável. Centro de Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília. Brasília, DF, 155 p.

SINGH, Leelambar. SUBBARAYAN, Saravanan. (2020a). Evaluation of various spatial rainfall datasets for streamflow simulation using SWAT model of Wunna basin, India. *International Journal of River Basin Management*. 1-25. <https://doi.org/10.1080/15715124.2020.1776305>.

SINGH, Leelambar. SUBBARAYAN, Saravanan. (2020b). Simulation of monthly streamflow using the SWAT model of the Ib River watershed, India. *HydroResearch*, Volume 3, 2020, Pages 95-105, ISSN 2589-7578, <https://doi.org/10.1016/j.hydres.2020.09.001>.

SOROOSHIAN, S. et al. Evaluation of PERSIANN system satellite-based estimates of tropical rainfall. *Bulletin of the American Meteorological Society*, v. 81, n. 9, p. 2035–2046, 2000. [https://doi.org/10.1175/1520-0477\(2000\)081<2035:EOPSSE>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0477(2000)081<2035:EOPSSE>2.3.CO;2).

SUN, Q. et al. A Review of Global Precipitation Data Sets: Data Sources, Estimation, and Intercomparisons. *Reviews of Geophysics*, Volume 56, Pages 79-107, 2018. <https://doi.org/10.1002/2017RG000574>.

SUN, Ruochen. YUAN, Huiling. LIU, Xiaoli. JIANG, Xiaoman. Evaluation of the latest satellite–gauge precipitation products and their hydrologic applications over the Huaihe River basin. *Journal of Hydrology*, Volume 536, 2016, Pages 302-319, ISSN 0022-1694, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.02.054>.

TAN, Mou Leong. SANTO, Harrif. Comparison of GPM IMERG, TMPA 3B42 and PERSIANN-CDR satellite precipitation products over Malaysia. *Atmospheric Research*, Volume 202, 2018, Pages 63-76, ISSN 0169-8095, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2017.11.006>.

TAN, Mou Leong. YANG, Xiaoying. Effect of rainfall station density, distribution and missing values on SWAT outputs in tropical region. *Journal of Hydrology*, Volume 584, 2020, 124660, ISSN 0022-1694. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124660>.

TANG, Guoqiang. BEHRANGI, Ali. LONG, Di. LI, Changming. HONG, Yang. Accounting for spatiotemporal errors of gauges: A critical step to evaluate gridded precipitation products. *Journal of Hydrology*, Volume 559, 2018, Pages 294-306, ISSN 0022-1694. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.057>.

TANG, L. et al. An improved procedure for the validation of satellite-based precipitation estimates. *Atmospheric Research*, Volume 163, Pages 61-73, ISSN 0169-8095, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.12.016>.

TAPIADOR, Francisco J. TURK, F.J. PETERSEN, Walt. HOU, Arthur Y. GARCÍA-ORTEGA, Eduardo. MACHADO, Luiz A.T. ANGELIS, Carlos F. SALIO, Paola. KIDD, Chris. HUFFMAN, George J. CASTRO, Manuel. Global precipitation measurement: Methods, datasets and applications. *Atmospheric Research*, Volumes 104–105, 2012, Pages 70-97, ISSN 0169-8095, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.10.021>.

TUO, Y. et al. Science of the Total Environment Evaluation of precipitation input for SWAT modeling in Alpine catchment: A case study in the Adige river basin (Italy). *Science of The Total Environment*, Volume 573, Pages 66-82, ISSN 0048-9697, 2016, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.034>.

VIANA, J. F. S.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SILVA, B. B.; SILVA, R. M.; SRINIVASA, R.; SANTOS, C. A. G.; ARAUJO, D. C. S.; TAVARES, C. G. Evaluation of gridded meteorological datasets and their potential hydrological application to a humid area with scarce data for Pirapama River basin, northeastern Brazil. *Theoretical and Applied Climatology*, 2021.

VIEIRA, Myrla Campos. JOSÉ PINTO, Eber. SANTOS, Marcus. The Relationship Between The

Atlantic Multidecadal Oscillation and The Urucua Aquifer System Recharge.  
<https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-806881/v1>.

WANG, Wei. LIN, Hui. CHEN, Nengcheng CHEN, Zeqiang (2021). Evaluation of multi-source precipitation products over the Yangtze River Basin, *Atmospheric Research*, Volume 249, 2021, 105287, ISSN 0169-8095, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105287>.

WOOD, S. J. JONES, D. A. MOORE, R. J. (2000) Accuracy of rainfall measurement for scales of hydrological interest, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 4, 531–543, <https://doi.org/10.5194/hess-4-531-2000>,

XAVIER, Alexandre C. KING, Carey W. SCANLON, Bridget R. Daily gridded meteorological variables in Brazil (1980–2013). *International Journal of Climatology*, 36: 2644–2659 (2016).  
<http://doi.org/10.1002/joc.4518>

XIE, P. XIONG, A. Y. A conceptual model for constructing high-resolution gauge-satellite merged precipitation analyses. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, Volume 116, D21106, 2011.  
<https://doi.org/10.1029/2011JD016118>.

Xue, Xianwu. HONG, Yang. LIMAYE Ashutosh S. GOURLEY, Jonathan J. HUFFMAN, George J. KHAN, Sadiq Ibrahim. DORJI, Chhimi. CHEN, Sheng. Statistical and hydrological evaluation of TRMM-based Multi-satellite Precipitation Analysis over the Wangchu Basin of Bhutan: Are the latest satellite precipitation products 3B42V7 ready for use in ungauged basins? *Journal of Hydrology*, Volume 499, 2013, Pages 91-99, ISSN 0022-1694. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.042>.

### 3 ARTIGO 2: TÊNDENCIAS DAS ÁREAS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DO CERRADO BRASILEIRO E SUAS CORRELAÇÕES COM AS VAZÕES SUPERFICIAIS

RESUMO – Desde a década de 80 o cerrado brasileiro vem sendo suprimido para abertura de áreas para produção agrícola, principalmente para as culturas de soja, milho e algodão. Esse bioma é estratégico por conter as nascentes de importantes bacias hidrográficas da América do Sul – Paraná, Paraguai, São Francisco, Araguaia, Tocantins, afluentes do rio Amazonas. O uso e ocupação do solo são condicionantes na geração dos componentes do ciclo hidrológico, notadamente do escoamento superficial. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar as mudanças espaciais e temporais do uso e ocupação do solo e suas correlações com o escoamento superficial na bacia do rio Grande – BA. A área de estudo é uma importante sub-bacia do rio São Francisco, abrange parte do Sistema Aquífero Urucuia e contempla os biomas caatinga e cerrado. As análises foram realizadas por meio de métricas de ecologia da paisagem e análise das séries temporais das classes de uso e ocupação do solo do período de 1990 a 2020 e das vazões próximo ao exutório da bacia. As métricas de paisagem foram realizadas a partir do software R, pacote *landscapemetrics*, enquanto nas séries temporais foram avaliadas tendência, ponto de mudança de tendência e a correlação entre as áreas de classes de uso e ocupação do solo e as vazões mínimas, médias e máximas, sendo para isso utilizados testes estatísticos – Mann-Kendall, Sen's slope, Pettitt e rho Spearman. A mudança foi observada na redução das áreas de formações florestais, savânicas e campestres de 22.121 km<sup>2</sup>, 27.889 km<sup>2</sup> e 15.366 km<sup>2</sup> para 9.916 km<sup>2</sup>, 27.870 km<sup>2</sup> e 5.666 km<sup>2</sup>, respectivamente, em detrimento do aumento especialmente das áreas de agricultura de sequeiro (de 5.241 km<sup>2</sup> para 20.856 km<sup>2</sup>) e, mais recentemente (2005) da agricultura irrigada (de 94 km<sup>2</sup> para 1.362 km<sup>2</sup>). Os resultados evidenciam a redução de área dos fragmentos de vegetação nativa (de 2.235 km<sup>2</sup> para 1.794 km<sup>2</sup>) e aumento do número de fragmentos das atividades agropecuárias (de 678 km<sup>2</sup> para 1.081 km<sup>2</sup>). Para a maioria das classes, o ponto de mudança foi identificado como sendo o ano de 2005. Observou forte correlação direta entre as vazões médias e mínimas (Q<sub>90</sub>) com as classes formações florestais e campestres e inversa com as classes de pastagem, infraestrutura urbana, agricultura de sequeiro e agricultura irrigada.

Palavras-chave: LUCC, métricas de paisagem, séries temporais.

**ABSTRACT** – Since the 1980s, the Brazilian Cerrado has been suppressed to make space for agricultural production, mainly soybean, corn, and cotton. This biome strategically contains important South American river sources – Paraná, Paraguai, São Francisco, Araguaia, Tocantins, and tributaries of the Amazon River. Land use and cover are conditioning factors in generating the hydrological cycle components, notably surface runoff. Thus, this study aimed to evaluate spatial and temporal land use changes and their correlations with surface runoff in the Grande River basin. The study area is a relevant São Francisco River sub-basin, covering part of the Urucuia Aquifer System, encompassing the Caatinga and Cerrado biomes. The inputs included landscape ecology metrics, land use time series from 1990 to 2020, and water flow values near the basin outlet. The landscape metrics were modeled with the R software landscapemetrics package. Aside from the time series trend, the correlation between land use, land cover, and flow variations was also evaluated through statistical tests – Mann-Kendall, Sen's slope, Pettitt, and rho Spearman. Changes were observed in areas covered by forest, savannah, and grassland formations. The areas presented reduction from 22,121 km<sup>2</sup>, 27,889 km<sup>2</sup>, and 15,366 km<sup>2</sup> to 9,916 km<sup>2</sup>, 27,870 km<sup>2</sup>, and 5,666 km<sup>2</sup>, respectively. On the other hand, there was an increase, especially in rainfed agriculture (from 5,241 km<sup>2</sup> to 20,856 km<sup>2</sup>) and, more recently (2005), in irrigated agriculture (from 94 km<sup>2</sup> to 1,362 km<sup>2</sup>). Results show a reduction in the fragments of native vegetation (from 2,235 km<sup>2</sup> to 1,794 km<sup>2</sup>) and an increase in the fragments of agricultural activities (from 678 km<sup>2</sup> to 1,081 km<sup>2</sup>). For most classes, the change point was identified as the year 2005. A strong direct correlation was observed between the average and minimum flows (Q90) with forest and grassland formations. In comparison, an inverse correlation was noticed between pasture, urban infrastructure, rainfed agriculture, and irrigated agriculture classes.

Keywords: LUCC, landscape metrics, time series.

## **1 INTRODUÇÃO**

As atividades humanas são consideradas as principais causas das variações dos padrões da paisagem e dos processos hidrológicos (Dey e Mishra, 2017). O uso e a mudança da cobertura da terra são resultado de complexas interações humano-ambientais e suas forças motrizes são uma mistura entre fatores antropogênicos (sociais, políticos, econômicos, demográficos, tecnológicos, culturais) e biofísicos com impactos diretos ou indiretos (KLEEMANN *et al.*, 2017). Tais autores mencionam ainda

as mudanças climáticas como um dos impulsionadores emergentes da mudança da cobertura da terra, sendo difícil de detectar e quantificar a curto prazo.

Lambin e Meyfroidt (2010) acrescentam que a mudança de uso e cobertura da terra (*Land use and land cover change* – LUCC) não é um processo linear, não possui padrão fixo, nem determinístico, sendo uma ameaça para a resiliência dos sistemas socioecológicos, uma vez que está frequentemente relacionada à degradação da terra. Bin *et al.* (2018) mencionam que em paisagem altamente modificadas, os usos da terra são dominados por áreas agrícolas e urbanas, com a água circulando em forma de recursos, em vez de em processos naturais de escoamento.

A conversão de vegetação como floresta tropical ou savana em pastagem, por exemplo, altera os volumes precipitados e evaporados, conseqüentemente, modifica a resposta do escoamento da área (COSTA *et al.*, 2003). Mudanças no uso da terra podem levar a degradação do solo assim como perda de carbono dos ecossistemas. Keleş *et al.* (2016) destacam a importância da avaliação das mudanças temporais das florestas, pois os ecossistemas florestais fornecem uma ampla gama de valores ecológicos, econômicos e socioculturais para a sociedade.

No caso da América do Sul, a mudança do uso e ocupação do solo foi desencadeada pela conversão da vegetação nativa em pastagens, agravado pelo sobrepastoreio e abandono das pastagens degradadas (SÁ *et al.*, 2017). Destaca-se que a expansão das lavouras de biocombustíveis, por exemplo, tem sido baseada no deslocamento direto ou indireto dos ecossistemas naturais ou no uso de terras degradadas ou marginais, resultando em perda direta de habitat e impactos agrícolas usuais (por exemplo, contaminação do solo e biótica e eutrofização da água (VERDADE *et al.*, 2015).

Impacto importante também causados pelas alterações de uso e ocupação do solo foram identificadas por Salvador e Brito (2018), os quais avaliaram, a nível diário, a temperatura do ar (máxima e mínima) de 11 estações meteorológicas convencionais do INMET referentes ao período 1970-2012 na região do MATOPIBA (sigla formada pelos estados de Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, no qual o oeste baiano está inserido). Tais autores observaram aumento gradativo anual e tendência positiva significativa da temperatura, na maioria das estações analisadas, indicando maior frequência de dias muito quentes durante o ano, atribuindo tais alterações climatológicas ao processo de mudança ambiental, impulsionado pelo crescimento socioeconômico da região do MATOPIBA (Salvador e Brito, 2018).

Além dos impactos acima mencionados, Salazar *et al.* (2015) destacam os feedbacks da superfície da terra em diferentes cenários LUCC em termos de mudanças no balanço hídrico e energético para os biomas não amazônicos da América do Sul,

entre eles o cerrado. Nesse trabalho foi realizado um levantamento bibliográfico dos principais estudos nessa temática e identificaram para o cerrado, concordância entre os estudos observacionais e de modelagem quanto a diminuição na evapotranspiração e aumento na temperatura média da superfície. Para Latrubesse *et al.* (2019), este bioma evidencia os desafios e as oportunidades de conciliar o desenvolvimento econômico com a conservação dos ecossistemas terrestres e aquáticos.

A mudança de paisagem refere-se, em especial, a transformação do uso e cobertura do solo. A metodologia para quantificar tais alterações é fornecida pelo conceito de estrutura da paisagem (LANG e BLASCHKE, 2009). Este conceito se baseia na sua medição e quantificação sob aspectos estruturais/espaciais assim chamados como medidas de estrutura da paisagem ou métricas de paisagem (*landscape metrics*).

As métricas de paisagem são uma forma de caracterizar as mudanças ambientais decorrente das alterações do uso e ocupação do solo (BRAGA *et al.*, 2019). O uso destas métricas possibilita quantificar as características da paisagem, tais como sua composição, estrutura espacial e temporal. Um grande número de métricas foi desenvolvido para quantificar a heterogeneidade da paisagem usando, para isso, mapas categóricos (LI e MANDER, 2009), com extensas aplicações, tais como: avaliação de terras, serviços de ecossistema, monitoramento de florestas, controle de expansão urbana e conservação da biodiversidade regional (YU *et al.*, 2019). As métricas da paisagem descrevem o nível de uniformidade ou fragmentação espacial de uma paisagem e seu cálculo pode ser realizado por meio de métricas de área, forma, borda, área do núcleo, proximidade, isolamento, entre outros (MCGARIGAL *et al.*, 1995). A fragmentação da paisagem é um processo relativamente sutil que expressa a segregação de grandes habitats em manchas menores e isoladas (PLIENINGER, 2006). Deste modo, o desmatamento e a fragmentação da floresta causados pela exploração madeireira, agricultura, urbanização, entre outros, são um problema crescente em todo o mundo e as métricas da paisagem são ferramentas apropriadas para detectar essas mudanças rapidamente e em grandes escalas (JUEMAA *et al.*, 2013).

Lang e Blaschke (2009) elencaram e descreveram as principais categorias da análise estrutural-espacial da paisagem e seus aspectos principais (heterogeneidade, diversidade, retalhamento e análises de área, de bordas e de formas), realizadas em três níveis: mancha ou fragmento ou patch, classe e toda a paisagem. Métricas de paisagem foram utilizadas em diversos trabalhos, entre eles pode-se destacar: Shrestha *et al.*, (2012); Zengin *et al.* (2018); Braga *et al.* (2012); Sklenicka *et al.* (2014); Coelho *et al.* (2014); Teixeira *et al.* (2010); Pôças *et al.* (2011); Schindler *et al.* (2008); Tamagnone *et al.* (2020); Da Silva *et al.* (2021); De Oliveira *et al.* (2017).

Ressalta-se que tais métricas não podem explicar a ligação intrínseca entre os padrões da paisagem e os processos hidrológicos, pois são construídas somente com mapas de tipo espacial e estatísticas espaciais, desconsiderando, características do terreno, propriedades do solo e condições climáticas, o que restringe a descrição precisa da relação entre os padrões e processos da paisagem (Bin *et al.*, 2018; Nieuwenhuys *et al.*, 2011).

Nieuwenhuys *et al.* (2011) avaliaram como as respostas da bacia podem ser afetadas pelo padrão da paisagem. Para isso, foram utilizados um conjunto de 23 métricas de paisagem e foi observado que diferentes métricas se relacionam com a resposta hidrológica, mas nenhuma única métrica explica sua variância completamente.

Chiang *et al.* (2019) investigaram, na bacia do rio Taiwan, como os padrões da paisagem (métricas) afetam a produção de água e sedimentos de diferentes tipos de cobertura da terra. Nesse estudo, buscou-se ainda entender como os processos ecohidrológicos são alterados quando a mudança da cobertura da terra é considerada na simulação hidrológica, usando para isso a Ferramenta de Avaliação de Solo e Água (SWAT) (Chiang *et al.* (2019). Os resultados apontaram relação entre as métricas da paisagem e as respostas da bacia hidrográfica, sendo considerada uma relação de causa e efeito entre a composição e configuração da paisagem. Foi observado que quanto maior a densidade do fragmento e borda da pastagem, por exemplo, menor a geração de água em terras cultivadas e floresta.

Desde a década de 80 o cerrado brasileiro vem tendo sua extensa área de vegetação nativa suprimida para abertura de áreas para produção agrícola, transformando a savana do Cerrado em uma paisagem agro-pastoril comercial (BRANNSTROM *et al.*, 2008). Esse bioma é estratégico, pois contém as cabeceiras de grande parte das mais importantes bacias hidrográficas da América do Sul (Paraná, Paraguai, Araguaia, Tocantins e São Francisco), grandes afluentes do rio Amazonas, como o Xingu e Tapajós e importantes reservatórios de geração de energia (LATRUBESSE *et al.*, 2019), além de possuir a formação savânica mais biodiversa do mundo (INPE, 2018).

O oeste da Bahia, que está inserido nesse bioma, vem passando por significativas alterações do uso e ocupação do solo, sendo uma das fronteiras agrícolas mais ativas do mundo, na qual a área cultivada e área irrigada vêm aumentando rapidamente, assim como os conflitos hídricos (DIONIZIO e COSTA, 2019). Nessa região, as terras cultiváveis se estabeleceram principalmente nas áreas planas e chuvosas do extremo oeste baiano (PIMENTA *et al.*, 2021).

Assim, o objetivo deste trabalho é avaliar a influência da dinâmica do uso e ocupação do solo sobre as vazões superficiais na bacia do rio Grande – Ba, importante

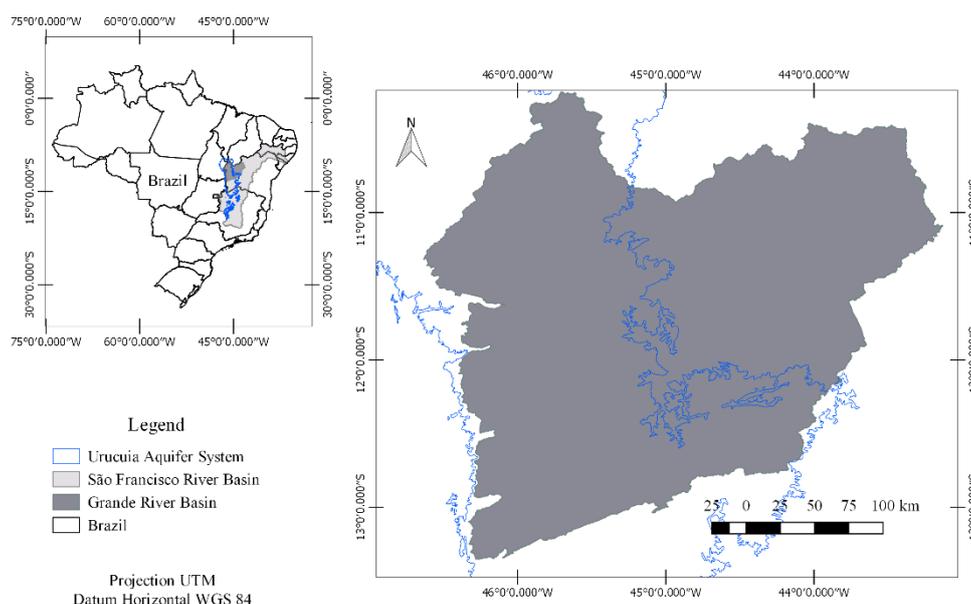
afluente do rio São Francisco, no período 1990 a 2020. Para isso, utilizou-se de métricas de ecologia da paisagem e análise das séries temporais, tais como, testes de tendência, ponto de mudança de tendência e a correlação entre áreas de classe de uso e ocupação do solo e as vazões observadas no posto fluviométrico mais próximo do exutório da bacia.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

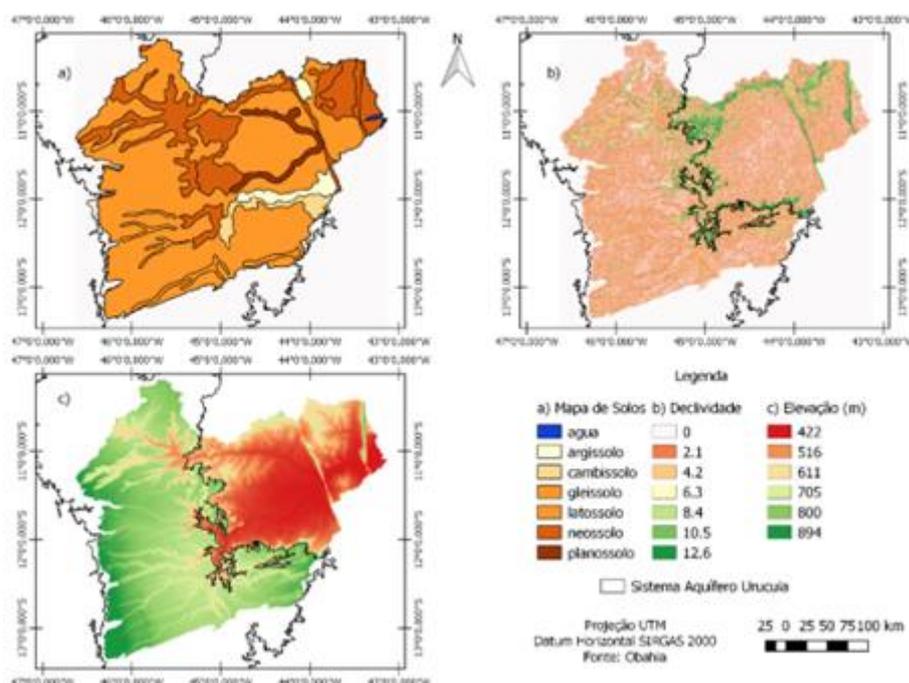
A bacia hidrográfica do rio Grande (BHRG) localiza-se no oeste do estado da Bahia, Brasil, entre  $-10^{\circ}10'$  e  $13^{\circ}20'S$  de latitude e  $43^{\circ}08'$  e  $46^{\circ}37'O$  de longitude, na região do médio do rio São Francisco (Figura 1). A área da BHRG está inserida na nova fronteira agrícola brasileira chamada MATOPIBA (DIONIZIO; COSTA, 2019), região está inserida na abrangência do Sistema Aquífero Urucuia (SAU), na transição entre os biomas cerrado (savana) e caatinga (floresta seca).

Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do rio Grande, no estado da Bahia.



Os mapas de solos, declividade e elevação foram obtidos em <http://obahia.dea.ufv.br/#/>. Os solos da BHRG são majoritariamente latossolos e neossolos, com baixas declividades (inferiores a 4%) e na porção mais a oeste (sob o SAU) as elevações são superiores a 800 m (Figura 2). Estas condições de solo, topografia associada a disponibilidade hídrica superficial e do SAU, bem como programas de linhas de crédito e de incentivos fiscais, foram determinantes nas alterações do uso e ocupação do solo da bacia (DE OLIVEIRA *et al.*, 2014).

Figura 2 – Mapas de solos, declividade e elevação da bacia do rio Grande



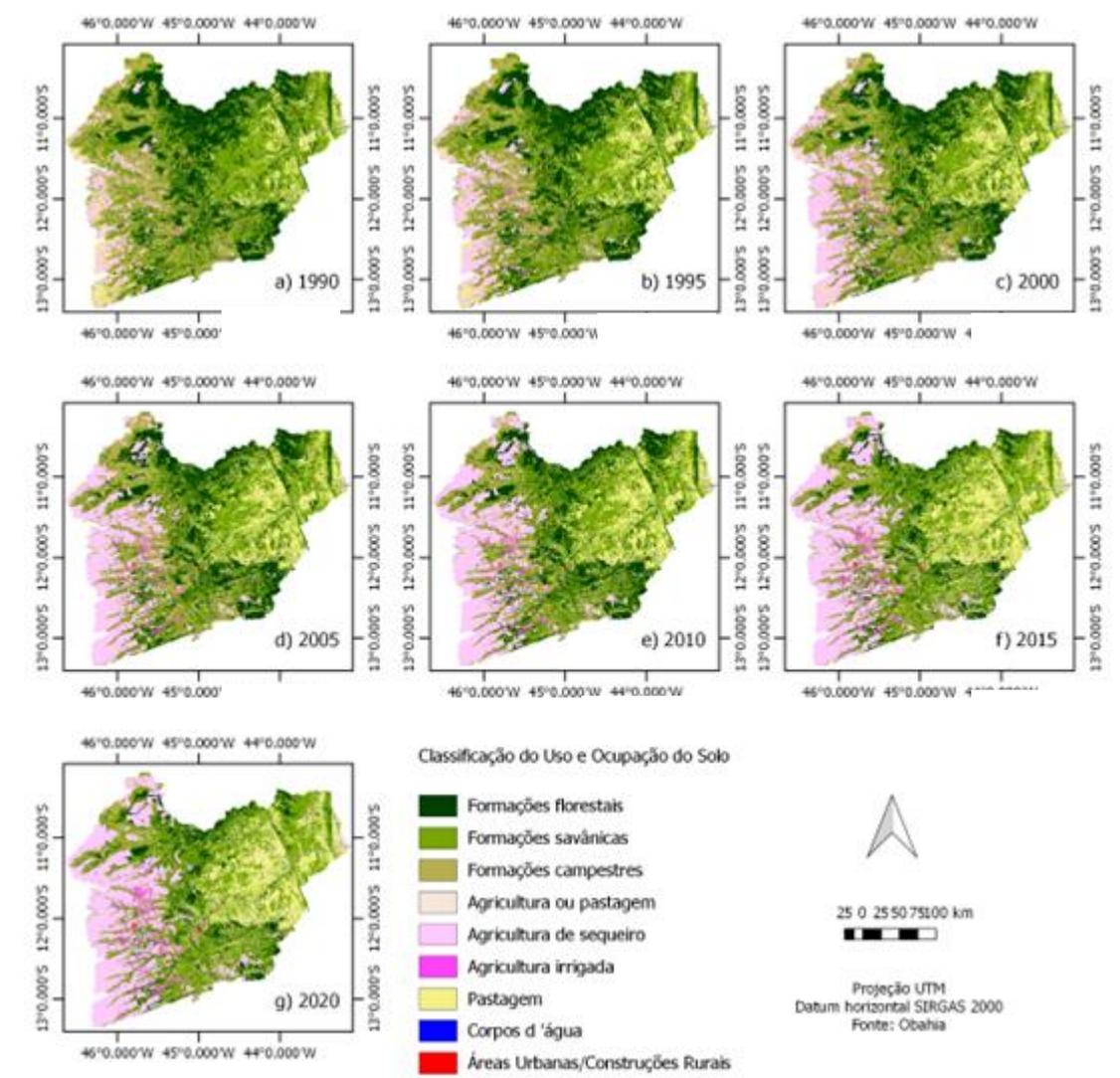
De acordo com dados do Monitoramento do Desmatamento no Cerrado Brasileiro por Satélite (PRODES CERRADO, 2022), o estado da Bahia ocupa a 6ª posição no ranking dos que mais desmataram este bioma entre 2001 e 2020, com dois municípios – Formosa do Rio Preto e São Desiderio – no topo deste ranking – 4.862,26 km<sup>2</sup> (486.226,49 ha) e 3.793,40 km<sup>2</sup> (379.339,76 ha), ambos na bacia do rio Grande.

## 2.2 Mapas de uso e ocupação do solo

As métricas de paisagem foram determinadas a partir dos mapas de classificação de uso e cobertura da terra disponíveis no OBahia (disponível em <http://obahia.dea.ufv.br/layers/>), os quais foram classificados e validados por Pimenta *et al.* (2021). Foram utilizados, para isso, o conjunto de imagens composto pelos sensores Landsat Thematic Mapper, Enhanced Thematic Mapper Plus e Operational Land Imager Landsat, a bordo das missões Landsat 5, 7 e 8 e o modelo digital de superfície utilizado foi o conjunto de dados ALOS World 3D-30m, versão 3.1; as bandas diurnas/noturnas compostas de dados noturnos do projeto Visible Infrared Imaging Radiometer Suit (VIIRS), versão 1.0. Os dados de infraestrutura urbana e viária foram obtidos do banco de dados do projeto OpenStreetMaps, os dados de hidrografia aqueles da base hidrográfica otocodificada multiescala fornecida pela Agência Nacional de Águas no Brasil, enquanto as áreas agrícolas aqueles do Levantamento Agropecuário Municipal—IBGE, MapBiomas versão 4.1, projeto TerraClass e PRODES Cerrado. Foram ainda usados três tipos de amostragem de dados para calibração da classificação. Os

referidos produtos estão disponíveis na escala de 1:150.000 (resolução espacial de 30 m), no formato raster, contendo as seguintes classes de uso e ocupação do solo: formações florestais, formações savânicas, formações campestres, mosaico de agricultura e pastagens, agricultura de sequeiro, agricultura irrigada, pastagens, corpos d'água e áreas urbanas / edifícios agrícolas, conforme consta na Figura 3.

Figura 3 – Mapas de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio Grande a cada cinco anos do período de 1990 a 2020.



Fonte: <http://obahia.dea.ufv.br/layers>.

## 2.3 Análise dos resultados

### 2.3.1 Métricas de paisagem

Para avaliar as mudanças nos padrões de paisagem na BHRG entre 1990 e 2020 foram selecionadas 7 métricas de paisagem, todas a nível de classe, conforme o Quadro

1. Mais descrições sobre as métricas são fornecidas no Guia do Usuário FRAGSTATS (MCGARIGAL e MARKS, 1995).

Quadro 1 – Informações das métricas de paisagem utilizadas

Sigla	Nome	Tipo	Unidade	Descrição
CA	Área total	Métrica de área e borda	ha	A área total (classe) soma a área de todos os patches pertencentes à classe i.
CV	Coeficiente de variação da área do fragmento	Métrica de área e borda	ha	A métrica resume cada classe como o coeficiente de variação de todas as áreas de patch pertencentes à classe i. A métrica descreve as diferenças entre manchas da mesma classe i na paisagem.
NP	Número de fragmento	Métrica de agregação	-	Ele descreve a fragmentação de uma classe, no entanto, não contém necessariamente informações sobre a configuração ou composição da classe.
MN	Média da área do fragmento	Métrica de área e borda	ha	A métrica resume cada classe como a média de todas as áreas de patch pertencentes à classe i. A métrica é uma forma simples de descrever a composição da paisagem
SD	Desvio padrão da área do fragmento	Métrica de área e borda	ha	A métrica resume cada classe como o desvio padrão de todas as áreas de patch pertencentes à classe i. A métrica descreve as diferenças entre manchas da mesma classe i na paisagem.
LPI	Índice de maior fragmento	Métrica de área e borda	%	É a porcentagem da paisagem coberta pela maior mancha correspondente de cada classe i. É uma medida simples de domínio.

Fonte: McGarigal e Marks (1995).

As métricas descritas acima foram selecionadas, pois possibilitam quantificar a heterogeneidade da bacia do rio Grande e identificar alterações do uso e ocupação do solo não necessariamente identificados no ciclo hidrológico. As métricas, a nível de classe, foram avaliadas para as 9 classes de uso e ocupação do solo classificadas nos produtos gerados por Pimenta *et al* (2021). Somente a métrica de área de classe foi calculada para o período completo de 1990 a 2020, as demais foram a cada 5 anos.

Embora o FRAGSTATS seja o software mais popular para calcular métricas de paisagem, atualmente há pacotes de software de código aberto amplamente usados, com destaque ao *landscapemetrics* (software R) e *LecoS* (Qgis), ambos disponíveis para a maioria dos sistemas operacionais comuns (incluindo Windows, macOS e Linux).

Hesselbarth *et al.* (2019) apresentaram e discutiram as vantagens e detalhes do *landscapemetrics*, entre estas, ser um software livre, compatibilidade multiplataformas, sem restrição devido à precisão numérica, entre outras. Entretanto, Jung (2016) destaca como limitação do uso do R, a dependência da formatação raster e corte anteriores, assim como a necessidade de conhecimento em programação ou script. Neste trabalho, optou-se por utilizar o pacote *landscapemetrics* pela praticidade e familiaridade do usuário com ele.

### 2.3.2 Análise de tendência das séries das classes de uso e ocupação do solo

A análise das séries temporais das nove classes de uso e ocupação do solo da área de estudo no período de 1990 a 2020 foram realizadas por meio da verificação da existência de tendência, magnitude da tendência e de identificação do ponto de mudança de tendência.

A análise de tendência dessas séries temporais foi realizada por meio do teste de Mann-Kendall (Kendall, 1975), sendo este um teste não paramétrico. A hipótese nula do teste é que os valores das séries temporais são independentes e distribuídos identicamente em contraste com a hipótese alternativa de que existe uma tendência linear ou não-linear nas séries temporais, conforme Equação 1.

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{k=t+1}^n \text{sgn}(x_k - x_i) \quad (\text{Eq. 1})$$

Sendo  $n$  o número de pontos de dados,  $x_i$  e  $x_k$  os respectivos valores dos dados em séries de tempo  $i$  e  $k$  ( $k > i$ ) e  $\text{sgn}(x_k - x_i)$  dada por:

$$\text{sgn}(x_k - x_i) = \begin{cases} +1, & \text{se } x_k - x_i > 0 \\ 0, & \text{se } x_k - x_i = 0 \\ -1, & \text{se } x_k - x_i < 0 \end{cases} \quad (\text{Eq. 2})$$

Para  $n > 10$ , a estatística de teste  $Z_c$ , segue aproximadamente uma distribuição normal padrão:

$$Z_c = \begin{cases} \frac{S - 1}{\sqrt{\text{var}(S)}}, & S > 1 \\ 0, & S = 1 \\ \frac{S + 1}{\sqrt{\text{var}(S)}}, & S < 1 \end{cases} \quad (\text{Eq. 3})$$

Onde  $\text{Var}(S)$  é a variância da estatística  $S$ .

A análise de tendência do teste de Mann-Kendall é realizada observando o valor de  $Z_c$ . Se  $Z_c > 0$ , a tendência é positiva. Por sua vez, se  $Z_c < 0$ , o teste de Mann-Kendall afirma que a tendência é negativa. Caso o valor de  $Z_c = 0$ , não há existência de tendência.  $Z_c$  é o teste estatístico e quando  $|Z_c| > Z_{1-\alpha/2}$ , os quais  $Z_{1-\alpha/2}$  são as variáveis normais padronizadas e  $\alpha$  é o nível de significância para o teste,  $H_0$  será rejeitado.

Para avaliar a magnitude das tendências foi utilizado o método não-paramétrico de Sen's slope, o qual determina as curvaturas de todos os pares dos valores apresentados em determinada série temporal, sendo este insensível a *outliers* e dados ausentes (SEN, 1968), por meio da Equação 4:

$$\beta = \text{Mediana} \left( \frac{X_i - X_j}{j - i} \right), \forall j < i \quad (\text{Eq. 4})$$

Em que  $1 < j < i < n$ , e  $\beta$  é estimativa de inclinação de Sen, também conhecido como Sen Slope. O valor positivo de  $\beta$  indica tendência crescente, enquanto o valor de  $\beta$  negativo indica tendência decrescente.

Para localizar a existência de ponto de mudança brusca nas séries das classes de uso do solo foi utilizado o teste não-paramétrico desenvolvido por Pettitt (1979). Na hipótese nula da mudança de tendência as variáveis rastreiam as distribuições com um parâmetro de posição semelhante e indica a ausência de mudança, já a hipótese alternativa indica a mudança de tendência. O teste de Pettitt é descrito pela Equação 5.

$$K_t = \max |U_{t,T}| \quad (\text{Eq. 5})$$

Onde:

$$U_{t,T} = \sum_{i=1}^t \sum_{j=t+1}^T \text{sgn}(x_i - x_j) \quad (\text{Eq. 6})$$

Deste modo, a estatística  $U_{t,T}$  é calculada para valores de  $1 \leq t \leq T$ , e a estatística  $K_t$  do teste é o máximo valor absoluto de  $U_{t,T}$ , onde sua significância é obtida por meio da Equação 7.

$$p \cong 2 \exp \left\{ \frac{-6K_T^2}{T^3 + T^2} \right\} \quad (\text{Eq. 7})$$

Onde  $p$  é o nível de significância;  $K_T$  é o valor crítico;  $T$  é o número de anos da série histórica. Os testes utilizados foram realizados no software R e os valores de  $p$  de ambos os testes foram aplicados com valor do nível de significância de  $\alpha = 0,05$ .

### 2.3.3 Correlação entre as classes de uso e as vazões

A análise de correlação entre as vazões médias anuais, as mínimas ( $Q_{90}$ ) e máximas ( $Q_{10}$ ), e as áreas de classes de uso e ocupação do solo foi realizada por meio teste de rho Spearman. As vazões  $Q_{90}$  e  $Q_{10}$  correspondem as vazões que são igualladas ou superadas em 90% e 10% do tempo, vazões mínima e máxima, respectivamente. Para isso, foi selecionado o posto fluviométrico 46902000 (Boqueirão) da Agência Nacional de Águas e Saneamento, por esse ser o mais próximo do exutório da bacia. Esse é um teste não-paramétrico utilizado para mensurar a força de relação entre duas variáveis (vazão x classes de uso). Nesse teste, assume-se que os dados de séries temporais são independentes e identicamente distribuídos. A hipótese nula ( $H_0$ ) indica a inexistência de tendência, enquanto a hipótese alternativa ( $H_1$ ) é que há uma tendência crescente ou decrescente na série. O resultado estará sempre entre +1 e -1, conforme Equação 8:

$$\rho = 1 - \frac{6(\sum d^2)}{n(n^2 - 1)} \quad (\text{Eq. 8})$$

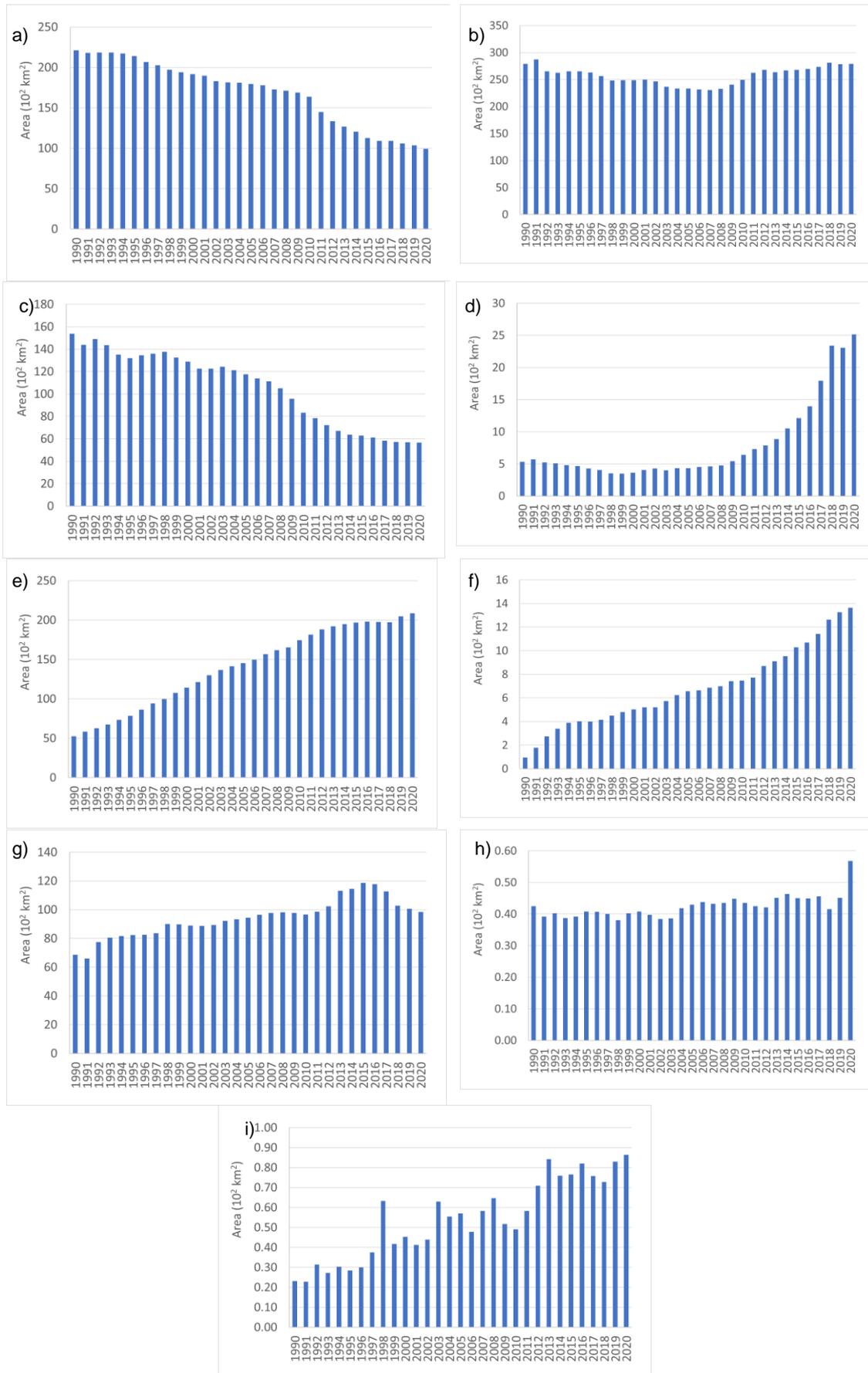
sendo  $d^2$  a diferença entre as classificações emparelhadas e  $n$  é número de observações. Valor positivo de  $\rho$  sugere uma tendência crescente da série, enquanto o valor negativo sugere uma tendência negativa.

## 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1 Métricas de paisagem

Os resultados da evolução das áreas das classes de uso e ocupação do solo (CA) constam na Figura 4. Observa-se uma redução de formações florestais de aproximadamente 22.000 km<sup>2</sup> em 1990 para 9.916km<sup>2</sup> (2020). Entretanto, nesse período não houve alteração da área de formações savânicas, podendo essa permanência estar associada à conversão da floresta tropical, conforme citado por Costa *et al.* (2003).

Figura 4 – Mudança nas áreas de cada classe de uso do solo (CA) no período de 1990 a 2020 na bacia hidrográfica do rio Grande-BA: a) Formações florestais, b) Formações savânicas, c) Formações campestres, d) Agricultura ou pastagem, e) Agricultura de sequeiro, f) Agricultura Irrigada, g) Pastagem, h) Corpo d'água, i) Áreas urbanas/Construções rurais.



Entre 1990 e 2020 as áreas relacionadas as atividades agropecuárias (agricultura ou pastagem, agricultura de sequeiro, agricultura irrigada e pastagem) expandiram de 12.700 km<sup>2</sup> para 34.572 km<sup>2</sup>, sendo que as áreas agricultura irrigada ampliaram mais de 1000% - de 94 km<sup>2</sup> para 1.362 km<sup>2</sup>. Essa expansão está de acordo com as observações de Pimenta *et al.* (2021) sobre o oeste da Bahia entre 1990 e 2020 que a área agrícola total expandiu de 19.700 km<sup>2</sup> para 51.400 km<sup>2</sup> e as áreas de cultivo irrigadas aumentaram de 242 km<sup>2</sup> para 2180 km<sup>2</sup> – aumento de 187 pivôs centrais para 1.883 pivôs centrais em 2020, portanto, superior a 1000%. Assim, as mudanças observadas na região oeste expressam majoritariamente àquelas ocorridas na bacia do rio Grande.

O mosaico de agricultura e pastagem teve aumento de área mais expressivo no período mais recente, de 2014 a 2020, passando de uma área de 1.054 km<sup>2</sup> para 2.516 km<sup>2</sup>. O aumento das áreas relacionadas as atividades agropecuárias podem alterar não somente a disponibilidade hídrica em seu aspecto da quantidade, mas também o aspecto da qualidade, devido não somente a possíveis alterações nas taxas de infiltração e evapotranspiração, como também na presença de múltiplos resíduos de pesticidas organoclorados nos sedimentos fluviais decorrentes da utilização na produção agropecuária (DO REGO *et al.*, 2022; COSTA *et al.*, 2003, OLIVEIRA *et al.*, 2005; DIONIZIO e COSTA, 2019; SPERA *et al.*, 2016; NOBREGA *et al.*, 2017).

Pimenta *et al.* (2021) avaliaram aptidão agrícola para a futura expansão agrícola na região do oeste da Bahia e observaram que a vegetação natural se concentrava em áreas classificadas como “altamente” e “moderadamente” adequadas, sendo estas as áreas que sofreram a maior parte da conversão para a agricultura entre o período de 1990 a 2020. Tais autores ressaltam a tendência de aumento das áreas de cultivo de sequeiro até 2012 e, a partir de então, crescimento da agricultura irrigada. Essa mudança nos sistemas agrícolas – de sequeiro para irrigação – implicará diretamente na demanda hídrica e, conseqüentemente, em uma possível alteração entre disponibilidade e demanda.

Em relação às áreas de agricultura de sequeiro e de pastagem foram observados aumentos de 52.41 km<sup>2</sup> para 208.60 km<sup>2</sup> e de 68.59 km<sup>2</sup> para 98.37 km<sup>2</sup>, o que representa aumento de aproximadamente 400% e 150%, respectivamente. Para Dionizio *et al.* (2020) o aumento das áreas de pastagem, de agricultura de sequeiro e áreas irrigadas estão fortemente associadas as alterações do estoque total de carbono na região, com perda de 61,9 Tg-C (5,28%) do estoque total de carbono, dos quais 80% destes são provenientes dos estoques de solo, 11% da biomassa abaixo do solo e 8% da biomassa acima do solo, embora estes resultados não tenham sido estatisticamente significativos.

BATISTELLA *et al.* (2009) observaram que a expansão e intensificação da agricultura no oeste baiano reproduzem a degradação do solo, semelhante a outras áreas de savana no Brasil. Quanto aos riscos de degradação pela erosão do solo, eles observaram que houve aumento em porções consideráveis onde ocorreu a expansão e intensificação da agricultura, seja decorrente das grandes manchas, devido a produção de grãos, na porção oeste, ou as pequenas manchas espalhadas na porção leste.

Oliveira *et al.* (2014) avaliaram a detecção de mudança do uso e cobertura da terra na fronteira agrícola do oeste da Bahia sobre o Grupo Urucua durante o período 1988-2011, a partir de dados multitemporais do sensor TM-LandSat. Os resultados evidenciaram alterações nas classes de agropecuária, reflorestamento, vegetação alterada e vegetação natural. Foi observado ainda que os programas de linhas de crédito e de incentivos fiscais impulsionaram a expansão da agropecuária, sobretudo nas áreas de Cerrado nativo, formando extensas manchas contínuas de uso da terra onde inexistia vegetação natural preservada.

A presente pesquisa observou ainda aumento da área da classe de uso e ocupação da área urbana/construções rurais de 23,88 km<sup>2</sup> para 85,28 km<sup>2</sup> entre 1990 e 2020. Esse crescimento refere-se às cidades de Luís Eduardo Magalhães e Barreiras, as quais estão em expansão devido ao crescimento das atividades relacionadas à agropecuária. Ressalta que embora esse crescimento pode não ter consequência direta nas vazões superficiais da bacia do rio Grande, a precariedade dos serviços públicos de saneamento básico, em especial a coleta e tratamento dos esgotos urbanos, podem comprometer a qualidade das águas.

É importante destacar os impactos nos componentes do balanço hídrico da região devido conversão da vegetação nativa do cerrado para as atividades agropecuárias. Spera *et al.* (2016) indicam diferenças interanuais importantes na dinâmica de cobertura da terra e evapotranspiração (ET) no Cerrado da região do MATOPIBA (região formada por áreas do cerrado dos estados de Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia). Tais autores estimaram para as terras com vegetação de Cerrado intacta, rotações de cultivo único e rotações de cultivo duplo, valores de ET médio de 904 mm ano<sup>-1</sup>, de 661 mm ano<sup>-1</sup> e 805 mm ano<sup>-1</sup>, respectivamente. O comportamento das ET ao longo do ano foi verificado e impactado com tal conversão, uma vez que as raízes profundas (10 m abaixo do solo) da vegetação nativa possibilitam o acesso contínuo de águas profundas e, portanto, a transpiração ao longo da estação seca, o que por sua vez pode comprometer o início da estação chuvosa, sendo assim um *feedback* entre os ciclos de energia da superfície da terra e hidrológico.

Adicionalmente, Oliveira *et al.* (2005) acrescentam que com a retirada das raízes mais profundas do cerrado reduz-se as taxas de infiltração e, portanto, a recarga dos

aquíferos. Dionizio e Costa (2019) mencionam que as alterações do uso e ocupação do solo na região oeste da Bahia vêm promovendo mudanças significativas entre algumas propriedades físicas e hidráulicas do solo, tais como taxas de infiltração, condutividade hidráulica saturada, teor de água no solo, textura, porosidade total, microporosidade, macroporosidade e densidade de partículas do solo. Nobrega *et al.* (2017) avaliaram os efeitos da conversão da vegetação nativa do cerrado em pastagem nas propriedades hidrofísicas do solo, evapotranspiração e vazão. Esses observaram aumento da degradação hidrofísica significativa do solo – maior densidade do solo e porosidade reduzida – nas áreas de pastagem em comparação com áreas de cerrado, assim como aumento na vazão tanto dos valores diário e anual significativamente maiores nas áreas de pastagem e concluíram que a conversão do cerrado em pastagem reduziu a evapotranspiração.

Vieira *et al.* (2021) mapearam a degradação do solo na região do MATOPIBA (Brasil) por meio de dados de sensoriamento remoto e análise de árvore de decisão. Foi observado que os efeitos sinérgicos da supressão de vegetação natural, manejo inadequado do solo (geralmente alta frequência de incêndios antrópicos) e a intensificação do ciclo da água na região, têm contribuído para a degradação do solo, principalmente sobre solos arenosos, que apresentam baixa fertilidade e estrutura fraca. Foi ainda previsto, para os solos tipo Neossolos (presente em 37% da área da BHRG – Figura 2), um aumento em áreas degradadas caso não sejam tomadas medidas mitigadoras, pois devido à sua fragilidade este tipo de solo necessita de cobertura vegetal protetora e manejo cuidadoso com o meio ambiente para evitar níveis irreversíveis de degradação. Foi detectado ainda degradação em solos tipo latossolos (predominante na BHRG), que se caracterizam por agregados altamente estáveis, indicando que a degradação na região não se restringe aos ambientes mais frágeis. Observou-se também que a supressão da vegetação nativa está associada ao aumento da degradação do solo e este efeito pode contribuir para intensificar as mudanças climáticas, bem como aumentar a severidade e frequência dos incêndios.

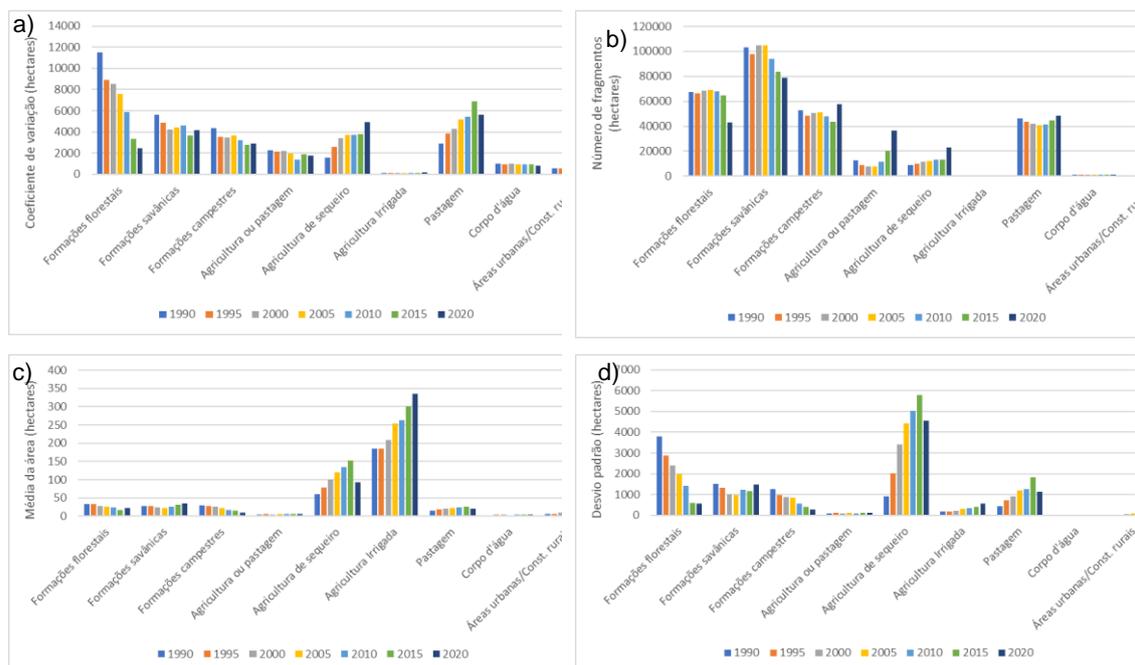
Latrubesse *et al.* (2019) trazem algumas referências quanto aos impactos do desmatamento e conversão do cerrado em sistemas produtivos, entre estes: as mudanças hidrológicas; geomorfológicas e bioquímicas em rios pequenos e grandes; mudanças significativas na temperatura da superfície da terra; mudanças na interação entre a água e o solo; alterações no pH e na densidade do solo; aumento da poluição por fertilizantes e pesticidas, eutrofização; perda de biodiversidade e simplificação do habitat.

Recentemente Do Rego *et al.* (2022) identificaram a presença de múltiplos resíduos de agrotóxicos organoclorados em amostras amplamente distribuídas de

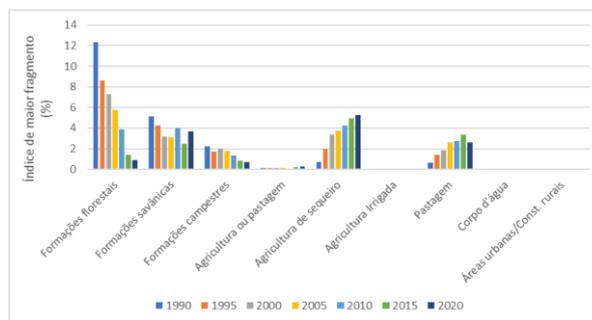
sedimento de fundo na bacia do rio de Ondas, importante sub-bacia do rio Grande. Dentre os agrotóxicos encontrados, destacaram o heptacloro (biocida) e o hexaclorobenzeno, ambos altamente tóxicos, que podem acumular nos corpos dos animais até atingir níveis letais ou se concentrar em etapas sucessivas da cadeia alimentar. Esses autores reportam um possível uso histórico e recorrente de uso de agrotóxicos.

A Figura 5 apresenta os resultados do coeficiente de variação da área dos fragmentos, número de fragmentos, desvio padrão das áreas dos fragmentos e índice de maior fragmento. Assim, observa redução do NP (número de fragmentos) em todas as classes de vegetação natural (formações florestais, savânicas e campestres), com aumento das áreas de agricultura ou pastagem e pastagem, indicando um aumento da configuração das manchas de uso. Quanto ao coeficiente de variação do tamanho dos fragmentos (CV), observa-se declínio das classes de vegetação natural e agricultura ou pastagem e valores crescente desta métrica nas classes de agricultura de sequeiro e pastagem.

Figura 5 – Métricas a nível de classe a) coeficiente de variação da área dos fragmentos – CV; b) número de fragmentos – NP; c) área média dos fragmentos - MN; d) desvio padrão das áreas dos fragmentos - SD; e) índice de maior fragmento – LPI.



e)



Em relação à média das áreas dos fragmentos (MN), observa-se aumento mais expressivo das classes de agricultura de sequeiro e irrigada, condizentes com grandes extensões de terras utilizadas para o cultivo de grãos da região. Quanto ao desvio padrão, os maiores valores identificados foram para a classe de agricultura de sequeiro, o que por sua vez evidencia a variedade no tamanho das áreas de produção da região.

O índice de maior fragmento (LPI) representa a porcentagem da paisagem que contém o maior fragmento de cada classe e, portanto, a dominância de um único fragmento grande. Nota-se que uma redução abrupta do LPI na classe de formações florestais, sendo verificado a partir de 2010 maiores fragmentos na classe de pastagem e, principalmente, agricultura de sequeiro. Entre o período avaliado, dominância de um único fragmento grande, foi atribuída a classe formações florestais, e a partir de 2010 a classe agricultura de sequeiro.

A redução da média dos valores do MN e do LPI nas áreas de formação natural reflete a alteração da dominância deste uso na paisagem para os usos para fins da agricultura seja irrigada ou sequeiro. A modificação de cerrado natural para áreas de produção de grãos é impactante na perda de habitat, na alteração de populações de animais, redução da biodiversidade, redução do fluxo de rios, erosão hídrica, eólica e genética (BACCARO, 2014).

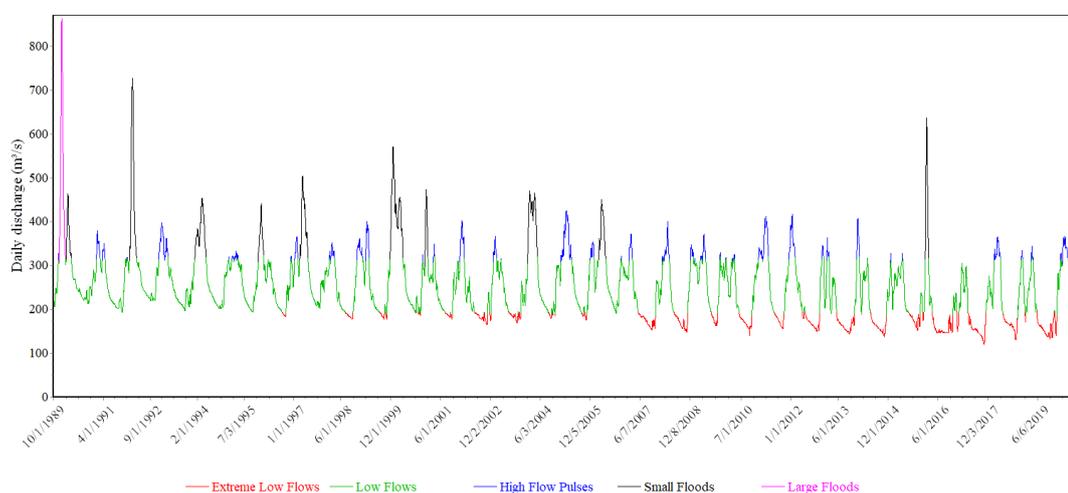
Sandro *et al.* (2016) avaliaram, à nível de paisagem, os efeitos da fragmentação no oeste baiano, especificamente na formação geológica do Grupo Urucua. Tais autores observaram que os efeitos da fragmentação no oeste baiano ao longo do tempo foram evidenciados pela redução da área, número de fragmento, núcleo e borda, bem como o aumento da complexidade, variação de tamanho e fragmentos sem núcleo, com consequências negativas no funcionamento do ecossistema.

Dentre as implicações das alterações da paisagem do cerrado brasileiro, entre outros efeitos, Klink e Machado (2005), destacaram: perda de biodiversidade, erosão do solo, poluição da água, degradação da terra, mudanças no regime de fogo, desequilíbrios no ciclo do carbono e provável modificação do clima regional.

### 3.2 Análise de tendências das séries temporais das classes de uso e ocupação do solo

A Figura 6 apresenta o comportamento das vazões próximo a foz da bacia do rio Grande, referente ao período de outubro/1989 a setembro/2020, o qual é caracterizado por vazões extremamente baixas, pulsos elevados de vazão, pequenas inundações e grandes inundações. Observa-se aumento da frequência e duração das vazões extremamente baixas (em vermelho), com ocorrência em todos os anos posteriores a 2007. Houve redução da magnitude e ocorrência das pequenas (preto) e grandes inundações (rosa). Em relação aos pulsos de altas vazões (azul), a partir de 2007 houve aumento da frequência e da duração.

Figura 6 – Comportamento da vazão próximo ao exutório da bacia do rio Grande – Ba



Os resultados dos testes Mann-Kendall e Pettitt aplicados nas series temporais das classes de uso e ocupação do solo da BHRG são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Resultados do teste de Pettitt e Mann-Kendall para as séries históricas anuais das classes de uso do solo

Land use and land cover classes	Mann Kendall teste				Sen's Slope	Pettitt		Trend
	Z	p-value	S	tau		p-value	change year	
Forest Formation	-7.6	2.96E-14	-427	-0.982	-44222.5	3.74E-05	2005	Decrease
Savanna Formation	1.18	2.39E-01	67	0.154	3673.31	5.73E-03	2011	No trend
Grassland Formation	-7.28	3.36E-13	-409	-0.94	-35798	3.74E-05	2005	Decrease
Agriculture or Pasture	4.53	5.85E-06	255	0.586	3439.22	1.06E-04	2008	Increase
Rainfed Agriculture	7.64	2.24E-14	429	0.986	59337.66	3.74E-05	2005	Increase
Irrigated Agriculture	7.67	1.70E-14	431	0.991	3278.54	3.74E-05	2005	Increase
Pasture	6.35	2.13E-10	357	0.821	12493.79	3.74E-05	2005	Increase
Water	4.75	2.08E-06	267	0.614	25.86	4.99E-05	2004	Increase

Land use and land cover classes	Mann Kendall teste				Sen's Slope	Pettitt		Trend
	Z	p-value	S	tau		p-value	change year	
Urban Infrastructure	5.82	6.02E-09	327	0.752	216.32	3.67E-04	2002	Increase
Average flows	4.1	4.07E-05	-231	-0.531	-2.69	7.21E-04	2007	Decrease
Minimum flows	5.48	4.30E-08	-308	-0.709	-2.45	4.12E-05	2006	Decrease
Maximum flows	-3	2.72E-03	-169	-0.389	-2.46	1.58E-02	2006	Decrease

Nas classes de formação natural ou vegetação nativa (formações florestais, savânicas e campestres) observa-se tendência significativa de declínio acentuados das áreas das classes de formações florestais e campestres, apontado pelos valores negativos do teste Mann-Kendall de -0.982 e -0.940, respectivamente, não sendo identificada tendência significativa das áreas de formações savânicas.

Quanto as demais classes, houve tendência significativa de aumento, sendo identificado mais intensamente nas classes de agricultura irrigada, de sequeiro e pastagem, com valores positivos do teste de Mann-Kendall de 0.991, 0.986 e 0.821, respectivamente. Tendências de crescimento menos acentuadas foram observadas para as classes de áreas urbanas/construções rurais, corpos d'água e agricultura ou pastagem. Observou-se ainda, reduções significativas das vazões máximas, mínimas e medias com tendência de decréscimo e ponto de mudança entre 2006 e 2007.

Em relação ao ponto de mudança das classes de uso e ocupação do solo, foi identificado o ano de 2005 para a maioria das classes, com exceção das classes de urbana/construções rurais (2002), corpos d'água (2004), agricultura ou pastagem (2008).

Assim, o teste de hipótese de Mann-Kendall evidencia tendência significativa da alteração dos padrões das séries das classes de uso e ocupação do solo da BHRG no período de 1990 a 2020, em que prevaleceu, especialmente, a mudança das áreas de vegetação nativa para áreas relacionadas as atividades de produção (pecuária e agricultura – agricultura irrigada e sequeiro).

### 3.3 Análise de correlação entre as classes de uso e as vazões

Os resultados do teste hro Spearman aplicado as series temporais das classes de uso e ocupação do solo e vazões são apresentados na Tabela 2. Nessa análise foi observado a não existência de correlações significativas entre as formações savânicas e as vazões médias, mínimas e máximas, talvez porque a área dessa classe não tenha sido alterada como as demais (Figura 4.b), sendo influenciada pela conversão das áreas de formação florestal como identificado por Costa *et al.* (2003).

Tabela 2 – Resultados do teste de Spearman para as séries históricas anuais das classes de uso do solo e vazões

Classe de uso e ocupação do solo	Vazão média		Vazão mínima		Vazão máxima	
	Spearman's rho	$\rho$	Spearman's rho	$\rho$	Spearman's rho	$\rho$
Formação Florestal	0.74	4.04E-06	0.89	1.51E-11	0.54	1.95E-03
Formação savância	-0.24	1.91E-01	-0.20	2.74E-01	-0.21	2.53E-01
Formação campestre	0.74	4.22E-06	0.88	5.96E-11	0.57	1.07E-03
Mosaico de agricultura e pastagem	-0.56	1.39E-03	-0.60	3.41E-04	-0.43	1.75E-02
Agricultura de sequeiro	-0.75	3.18E-06	-0.90	8.88E-12	-0.54	2.08E-03
Agricultura irrigada	-0.74	4.28E-06	-0.89	2.27E-11	-0.55	1.69E-03
Pastagem	-0.75	2.71E-06	-0.88	9.00E-11	-0.54	2.21E-03
Água	-0.48	6.71E-03	-0.64	9.90E-05	-0.44	1.48E-02
Infraestrutura urbana	-0.73	5.84E-06	-0.87	1.43E-10	-0.50	5.11E-03

Notou-se ainda correlações fracas entre as máximas e as demais classes de uso e ocupação do solo, assim como das vazões médias e mínimas em relação aos usos agricultura ou pastagem e corpos d'água, uma vez que os valores do  $\rho$  valor foram inferiores a 0.05. Entretanto, foram observadas correlação significativa, forte e positiva ( $\rho > 0.70$ ) das vazões médias e mínimas em relação as classes de formações florestais e campestres e correlações forte e negativa destas vazões com os usos agricultura de sequeiro, agricultura irrigada, pastagem e áreas urbanas.

#### 4 CONCLUSÃO

O presente estudo avaliou as mudanças espaciais e temporais do uso e ocupação do solo na bacia do rio Grande – Ba no período 1990 a 2020. Nesse período reduções significativas das áreas das classes de uso e ocupação do solo foram observadas, especialmente das vegetações nativas para áreas antropizadas, especificamente aqueles relacionados às atividades agropecuárias, sendo o ano de 2005 identificado como o ponto de mudança. Foram observadas tendência de reduções das vazões médias, mínimas e máximas e correlações significativas fortes entre as vazões médias e mínimas com o aumento das áreas de agricultura de sequeiro, agricultura irrigada, pastagem e infraestrutura urbana.

Os efeitos da fragmentação da paisagem das classes de vegetal natural (formações florestais e savânicas) foram evidenciados por meio das reduções do número de fragmentos, do coeficiente de variação, desvio padrão, do índice de maior fragmento e da alteração da dominação (LPI) da formação naturais (formações florestais, savânicas e campestres) para formações antropizadas, especialmente agricultura de sequeiro e pastagem.

A combinação da perda das áreas naturais, da fragmentação das manchas de vegetação nativa, do crescimento da dominância das paisagens antropizadas, combinadas as alterações do regime de chuvas, das taxas de evapotranspiração e as mudanças climáticas, poderão causar impactos irreversíveis no balanço de massa e energia da região. Acrescenta-se a esses fatores, o aumento do consumo de água, especialmente para agricultura irrigada, cuja expansão da área foi observada. Compreender e quantificar esses efeitos de modo sinérgicos são essenciais e devem subsidiar as diversas políticas públicas, entre elas de recursos hídricos, meio ambiente, florestal, agrária e agrícola.

## 5 REFERÊNCIAS

BACCARO, C. A. D. Processos erosivos no domínio do Cerrado. Em *Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações*. In: Guerra, Antônio José Teixeira. Silva, Antônio Soares. Botelho, Rosângela Garrido Machado (organizadores). 9. ed. Rio de Janeiro. Bertrand Brasil, 2014, p.195-227.

BATISTELLA, Mateus. VALLADARES, Gustavo Souza. Farming expansion and land degradation in Western Bahia, Brazil. *Biota Neotrop*. Vol.9, n.3, pp.61-76, 2009. ISSN 1676-0611. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000300005>.

BIN, Lingling. XU, Kui. XU, Xinyi. LIAN, Jijian. MA,Chao. Development of a landscape indicator to evaluate the effect of landscape pattern on surface runoff in the Haihe River Basin. *Journal of Hydrology*, Volume 566, 2018, Pages 546-557, ISSN 0022-1694, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.09.045>.

BRAGA, Thais Gleice Martins. DOS SANTOS, João Ubiratan. et al. Analysis of cultivation of remaining forest fragments in the Moju River Basin, Legal Amazon, Pará. *Biodivers Conserv* 28, 3713–3732 2019. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01846-0>

BRAGA, Thais Gleice Martins. Et al. Analysis of cultivation of remaining forest fragments in the Moju River Basin, Legal Amazon, Pará. *Biodivers Conserv* 28, 3713–3732 2019. <https://doi.org.ez428.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10531-019-01846-0>.

BRANNSTROM, Christian. Et al. Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986–2002: Comparative analysis and implications for land-use policy. *Land Use Policy*, Volume 25, Issue 4, 2008, Pages 579-595, ISSN 0264-8377, <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2007.11.008>.

CHIANG, Li-Chi. CHUANG, Yi-Ting. HAN, Chin-Chuan. Integrating Landscape Metrics and Hydrologic Modeling to Assess the Impact of Natural Disturbances on Ecohydrological Processes in the Chenyulan Watershed, Taiwan. *International journal of environmental research and public health*, 16(2), 266, 2019. <https://doi.org/10.3390/ijerph16020266>.

COELHO, Victor H. R. et al. Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. 2014, v. 18, n. 1, pp. 64-72. ISSN 1807-1929. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000100009>.

COSTA, Marcos Heil. BOTTA, Aurélie. CARDILLE, Jeffrey A. Effects of large-scale changes in land cover on the discharge of the Tocantins River, Southeastern Amazonia. *Journal of Hydrology*, Volume 283, Issues 1–4, 2003, Pages 206-217, ISSN 0022-1694, [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00267-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00267-1).

DA SILVA, Alessandra Leite. DE NUNES, Adélia Jesus Nobre. Et al. Assessing the fragility of forest remnants by using landscape metrics. Comparison between river basins in Brazil and Portugal. *Environ Monit Assess* 193, 172 2021. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08953-y>

DE OLIVEIRA, S.N. Carvalho Júnior, O.A. Gomes, R.A.T. Guimarães, R.F. Martins, E.S. Detecção de mudança do uso e cobertura da terra usando o método de pós-classificação na fronteira agrícola do Oeste da Bahia sobre o Grupo Urucuia durante o período 1988–2011. *Rev. Bras. Cartogr.* 2014, 66, 1157–1176.

DE OLIVEIRA, Sandro Nunes. Et al. Landscape-fragmentation change due to recent agricultural expansion in the Brazilian Savanna, Western Bahia, Brazil. *Reg Environ Change* 17, 411–423, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-0960-0>.

DEY, Pankaj. MISHRA, Ashok. Separating the impacts of climate change and human activities on streamflow: A review of methodologies and critical assumptions, *Journal of Hydrology*, Volume 548, 2017, Pages 278-290, ISSN 0022-1694, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.014>.

DIONIZIO, Emily Ane. COSTA, Marcos Heil. Influence of Land Use and Land Cover on Hydraulic and Physical Soil Properties at the Cerrado Agricultural Frontier. *Agriculture* 2019, 9, 24. <https://doi.org/10.3390/agriculture9010024>.

DO REGO, Enoc Lima. NAKAMURA, Thamilin Costa. ET AL. Spatiotemporal evaluation of organochlorine pesticide residues in bottom sediments of the Rio de Ondas hydrographic basin, western Bahia, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19223-w>.

HESSELBARTH, Maximilian H. K. Et al. (LandscapeMetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, 42: 1648-1657, 2019. <https://doi.org/10.1111/ecog.04617>.

INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. COORDENAÇÃO GERAL DE OBSERVAÇÃO DA TERRA. PRODES – Incremento anual de área desmatada no Cerrado Brasileiro. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/cerrado>. Acesso em: 02 jun. 2021.

JUNG, Martin. LecoS — A python plugin for automated landscape ecology analysis. *Ecological Informatics*. Volume 31, 2016, Pages 18-21, ISSN 1574-9541, <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.11.006>.

KELEŞ, S. DURUSOY, İ. ÇAKIR, G. Analysis of the changes in forest ecosystem functions, structure and composition in the Black Sea region of Turkey. *J. For. Res.* 28, 329–342, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11676-016-0322-2>.

KLEEMANN, Janina. BAYSAL, Gülendäm. BULLEY, Henry N.N. FÜRST, Christine. Assessing driving forces of land use and land cover change by a mixed-method approach in north-

eastern Ghana, West Africa. *Journal of Environmental Management*. Volume 196, 2017, Pages 411-442, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.01.053>.

KLINK, Carlos A. MACHADO, Ricardo B. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*. Vol. 19, ISSN - 0888-8892. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>

LAMBIN, Eric F. MEYFROIDT, Patrick. Land use transitions: Socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land Use Policy*, Volume 27, Issue 2, 2010, Pages 108-118, ISSN 0264-8377, <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.003>.

LANG, Stefan, BLASCHKE, Thomas. Análise da Paisagem com SIG. Tradutor Hermann Kux. Páginas 424, 2009. ISBN: 978-85-86238-78-9. Edição: 2. Ed. Oficina de Textos. São Paulo.

LATRUBESSE, Edgardo M. ARIMA, Eugenio. FERREIRA, Manuel E. et al. Fostering water resource governance and conservation in the Brazilian Cerrado biome. *Conservation Science and Practice*. 2019; 1:e77. <https://doi.org/10.1111/csp2.77>.

LI, Xiuzhen. MANDER, Ülo. Future options in landscape ecology: development and research *Progress in Physical Geography* 33(1), 2009 pp. 31–48. <https://doi.org.ez428.periodicos.capes.gov.br/10.1177/0309133309103888>.

MAYER, Audrey L. Et al. How Landscape Ecology Informs Global Land-Change Science and Policy, *BioScience*, Volume 66, Issue 6, 1 June 2016, Pages 458–469, <https://doi.org.ez16.periodicos.capes.gov.br/10.1093/biosci/biw035>.

MCGARIGAL, K.; Marks, B. J. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying categorical maps. Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis, 1995, 112p.

McGarigal, Kevin; Marks, Barbara J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 p, 1995.

MOTLAGH, Zeynab Karimzadeh. LOTFI, Ali. Et al. Spatial modeling of land-use change in a rapidly urbanizing landscape in central Iran: integration of remote sensing, CA-Markov, and landscape metrics. *Environ Monit Assess* 192, 695, 2020. <https://doi.org.ez428.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10661-020-08647-x>.

Nóbrega, Rodolfo L. B. Guzha, Alphonse C. Torres, Gilmar N. Kovacs, Kristof. Et al. Effects of conversion of native cerrado vegetation to pasture on soil hydro-physical properties, evapotranspiration and streamflow on the Amazonian agricultural frontier. 2017. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236236>.

Pettitt, A. N. A non-parametric approach to the changepoint problem. *Applied Statistics*. 28:126-135. <https://doi.org/10.2307/2346729>.

PIMENTA, Fernando Martins. SPEROTO, Allan Turini. COSTA, Marcos Heil. DIONIZIO, Emily Ane. Historical Changes in Land Use and Suitability for Future Agriculture Expansion in Western Bahia, Brazil. *Remote Sens*. 2021, 13, 1088. <https://doi.org/10.3390/rs13061088>.

PLIENINGER, Tobias. Habitat loss, Fragmentation, and Alteration – Quantifying the Impact of Land-use Changes on a Spanish Dehesa Landscape by Use of Aerial Photography and GIS. *Landscape Ecol* 21, 91–105, 2006. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-8294-1>.

PÔÇAS, Isabel. Cunha, Mario. PEREIRA, Luis S. Remote sensing based indicators of changes in a mountain rural landscape of Northeast Portugal. *Applied Geography*, Volume 31, Issue 3, 2011, Pages 871-880, ISSN 0143-6228, <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.01.014>.

PONTIUS, Robert G. HUSAS, Emily S. MCEACHERN, Menzie. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 101, Issues 2–3, 2004, Pages 251-268, ISSN 0167-8809, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.008>.

PONTIUS, Robert G. SHUSAS, Emily. MCEACHERN, Menzie. Detecting important categorical land changes while accounting for persistence. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Volume 101, Issues 2–3, 2004, Pages 251-268, ISSN 0167-8809, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.09.008>.

SÁ, João Carlos de Moraes. LAL, Rattan. CERRI, Carlos Clemente. HUNGRIA, Klaus LORENZ. Mariangela. CARVALHO, Paulo Cesar de Faccio. Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security, *Environment International*, Volume 98, 2017, Pages 102-112, ISSN 0160-4120, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.020>.

SALAZAR, Alvaro. BALDI, Germán. HIROTA, Marina. SYKTUS, Jozef. MCALPINE, Clive. Land use and land cover change impacts on the regional climate of non-Amazonian South America: A review. *Global and Planetary Change*, Volume 128, 2015, Pages 103-119, ISSN 0921-8181, <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2015.02.009>.

SALVADOR, M. de A.; DE BRITO, J. I. B. Trend of annual temperature and frequency of extreme events in the MATOPIBA region of Brazil. *Theoretical & Applied Climatology*, v. 133, n. 1–2, p. 253–261, 2018. DOI 10.1007/s00704-017-2179-5.

SCHINDLER, Stefan. POIRAZIDIS, Kostas. WRBKA, Thomas. Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: A case study from Dadia National Park, Greece, *Ecological Indicators*. Volume 8, Issue 5, 2008, Pages 502-514, ISSN 1470-160X, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.06.001>.

SHRESTHA, Milan K. YORK, Abigail M. BOONE, Christopher G.. ZHANG, Sainan. Land fragmentation due to rapid urbanization in the Phoenix Metropolitan Area: Analyzing the spatiotemporal patterns and drivers. *Applied Geography*, Volume 32, Issue 2, 2012, Pages 522-531, ISSN 0143-6228, <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.04.004>.

SEN, P. K. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistical Association*. v. 63, p. 1379-1389, 1968. <https://doi.org/10.1080/01621459.1968.10480934>

SKLENICKA, Petr. ŠÍMOVÁ, Petra. HRDINOVÁ, Kateřina. SALEK, Miroslav. Changing rural landscapes along the border of Austria and the Czech Republic between 1952 and 2009: Roles of political, socioeconomic and environmental factors. *Applied Geography*, Volume 47, 2014, Pages 89-98, ISSN 0143-6228, <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.12.006>.

SPERA, Stephanie A. Et al. Land-use change affects water recycling in Brazil's last agricultural frontier. *Global Change Biology*, 2016, 22: 3405-3413, <https://doi.org/10.1111/gcb.13298>.

TAMAGNONE, Paolo. COMINO, Elena. ROSSO, Maurizio. Landscape Metrics Integrated in Hydraulic Modeling for River Restoration Planning. *Environ Model Assess* 25, 173–185 2020. <https://doi-org.ez428.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10666-020-09693-y>.

TEFERI, Ermias. BEWKET, Woldeamlak. UHLENBROOK, Stefan. WENNINGER, Jochen. Understanding recent land use and land cover dynamics in the source region of the Upper Blue Nile, Ethiopia: Spatially explicit statistical modeling of systematic transitions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. Volume 165, 2013, Pages 98-117, ISSN 0167-8809, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.11.007>.

TEIXIDO, Alberto L. QUINTANILLA, Luis G. CARREÑO, Francisco. GUTIÉRREZ, David. Impacts of changes in land use and fragmentation patterns on Atlantic coastal forests in northern Spain. *Journal of Environmental Management*, Volume 91, Issue 4, 2010, Pages 879-886, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.11.004>.

UUEMAA, Evelyn. MANDER, Ülo. MARJA, Riho. Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. *Ecological Indicators*, Volume 28, 2013, Pages 100-106, ISSN 1470-160X, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.018>.

VAN NIEUWENHUYSE, Bartel H.J. ANTOINE, Michael. WYSEURE, Guido. GOVERS, Gerard.. Pattern-process relationships in surface hydrology: hydrological connectivity expressed in landscape metrics. *Hydrol. Process.*, 25: 3760-3773, 2011. <https://doi-org.ez428.periodicos.capes.gov.br/10.1002/hyp.8101>.

VERDADE, Luciano M. PIÑA, Carlos I. ROSALINO, Luís Miguel. Biofuels and biodiversity: Challenges and opportunities. *Environmental Development*, Volume 15, 2015, Pages 64-78, ISSN 2211-4645, <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2015.05.003>.

VERSACE, V.L. IERODIACONOU, D. STAGNITTI, F. HAMILTON, A. J. Appraisal of random and systematic land cover transitions for regional water balance and revegetation strategies. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 123, Issue 4, 2008, Pages 328-336, ISSN 0167-8809, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.012>.

VIEIRA, Rita Marcia da Silva Pinto. Et al. Land degradation mapping in the MATOPIBA region (Brazil) using remote sensing data and decision-tree analysis. *Science of The Total Environment*, Volume 782, 2021, 146900, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146900>.

YU, Mengting. HUANG, Yimin. CHENG, Xueping. TIAN, Jing. An ArcMap plug-in for calculating landscape metrics of vector data. *Ecological Informatics*, Volume 50, 2019, Pages 207-219, ISSN 1574-9541, <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.02.004>.

ZENGİN, Hayati. DEĞERMENCI, Ahmet Salih. BETTINGER, Pete. Analysis of temporal changes in land cover and landscape metrics of a managed forest in the west Black Sea region of northern Turkey: 1970–2010. *J. For. Res.* 29, 139–150, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11676-017-0423-6>.

#### **4 ARTIGO 3: EFEITOS DAS MUDANÇAS DE USO/COBERTURA DO SOLO E DAS PRECIPITAÇÕES NA RESPOSTA HIDROLÓGICA DE UMA BACIA DO CERRADO BRASILEIRO**

RESUMO – A avaliação das mudanças de uso e cobertura do solo (LUCC) e das precipitações na hidrologia é essencial para o desenvolvimento de estratégias sustentáveis de recursos hídricos, especialmente em áreas como o cerrado brasileiro, no qual sua vegetação nativa vem sendo substituída por área de produção de grãos e pecuária extensiva. Adicionalmente, há ainda alterações das variáveis climatológicas em decorrência dos efeitos das mudanças climáticas. O uso de modelos hidrológicos possibilita analisar os efeitos isolados e sinérgicos destas variáveis sobre os componentes do ciclo hidrológico, auxiliando na busca de medidas que melhorem a capacidade adaptativa das bacias hidrográficas. Desse modo, como estudo de caso, foi selecionada a bacia hidrográfica do rio Grande-Ba (BHRG), que está na abrangência do Sistema Aquífero Urucuia (SAU), com contribuições relevantes para o rio São Francisco, especialmente no período seco, inserida em uma das fronteiras agrícolas mais ativas do país. Na BHRG extensas áreas de cerrado vêm sendo substituídas por áreas de produção de grãos, especialmente soja, algodão e milho, com crescentes os conflitos de terra e água. Assim, o objetivo da presente pesquisa foi avaliar os efeitos LUCC e da precipitação na resposta hidrológica desta bacia usando o modelo hidrológico SWAT. O modelo foi calibrado e validado para três mapas LUCC (1990, 2000 e 2015) em três períodos (1981 a 1997; 1998 a 2010 e 2011 a 2020), usando a técnica de calibração/validação multi-sítio-sequencial. Após esta etapa, por meio da técnica 'um fator de cada vez' foram simulados experimentos – arranjo de combinação LUCC e série de precipitação estimada pelo CHIRPS. Os resultados mostram que o SWAT teve desempenho satisfatório em sua análise nos três períodos estudados em escala mensal, especialmente, nas sub-bacias de nascentes e menos satisfatórios nas sub-bacias internas e, particularmente no exutório. O modelo representou bem o declínio progressivo das vazões em todas as estações fluviométricas. O aumento das áreas de agricultura irrigada comprometeu a qualidade dos resultados da modelagem no período de 2010 a 2020 quando o modelo superestimou as vazões mínimas quanto as máximas.

Palavras-chave: Modelagem multi-sítio-sequencial, SWAT, bacia do rio Grande.

#### **1 INTRODUÇÃO**

A exploração da terra na busca por produzir insumos para as populações resultou em grandes mudanças do uso/cobertura da terra (LUCC) (YAN et al., 2013, DEFRIES e ESHLEMAN 2004, FOLEY et al., 2005). Essas mudanças são consideradas um dos

principais fatores impulsionadores de alterações ambientais globais com impacto significativo no ciclo hidrológico (MARTÍNEZ-RETURETA et al., 2020) e, portanto, na produção e na disponibilidade quali-quantitativa de água na bacia hidrográfica.

As alterações do LUCO têm efeito significativo nos processos hidrológicos das bacias hidrográficas, pois modificam a interceptação do dossel, a rugosidade da superfície, a taxa de infiltração, a umidade do solo e a evaporação da superfície e, conseqüentemente, o escoamento superficial, a resposta hidrológica das bacias hidrográficas e as inundações fluviais (HUBER e IROUMÉ, 2001; WOLDESENBET et al., 2017). Concomitantemente, as mudanças climáticas têm promovido variações espaço-temporais da precipitação e temperatura, modificando sua frequência, duração e magnitude intensificando assim mudanças no ciclo hidrológico (CHRISTENSEN et al., 2007).

Além dos impactos nos processos hidrológicos, Foley et al. (2005) mencionam que as modificações do uso/ocupação do solo podem induzir impactos relevantes, por exemplo, na capacidade dos ecossistemas de sustentar a produção de alimentos, na regulação do clima, na qualidade do ar, na saúde humana e no fornecimento de bens e serviços no longo prazo.

Assim, se faz necessário compreender as variações espaço-temporal em relação a dinâmica do uso e ocupação do solo e as alterações climáticas sobre os componentes do balanço hídrico. Isso permitirá que planejadores, formuladores de políticas e tomadores de decisão apliquem estratégias de gestão eficazes para diminuir os efeitos indesejáveis das atividades humanas na produção de água e nos serviços ecossistêmicos, condição para subsidiar a gestão de bacias hidrográficas e a restauração ecológica (WENMING et al., 2011, VOROSMARTY et al., 2000).

Wei et al. (2013) destacam três metodologias para avaliar os efeitos do uso/ocupação nos processos hidrológicos: observações de bacias experimentais, análise de séries temporais para variáveis (por exemplo, escoamento, evapotranspiração) e estudos de simulação usando modelos hidrológicos. Yao et al. (2009) mencionaram que o método de bacias experimentais tem limitações atribuíveis aos tamanhos e características das bacias hidrográficas, enquanto as análises baseadas em métodos estatísticos representam uma abordagem orientada por dados e, portanto, não baseadas em processos físicos.

Avanços no poder de computação e o aumento da compreensão dos processos hidrológicos culminaram no desenvolvimento de modelos hidrológicos complexos baseados em processos (RIGBY et al., 2022). Nesse contexto, modelos hidrológicos espacialmente distribuídos têm a capacidade de analisar os efeitos sinérgicos das mudanças de uso/cobertura da terra e mudanças climáticas em pequenas unidades de

resposta hidrológica, auxiliando na busca de medidas que melhorem a capacidade adaptativa das bacias hidrográficas (MARTÍNEZ-RETURETA et al., 2020; VALENTINA et al., 2014).

Modelos hidrológicos distribuído tem melhor precisão na simulação espacial dos processos hidrológicos, entretanto, possui maior complexidade computacional, sendo adequados para bacias hidrográficas menores (YAO et al., 2009). Tais modelos, em geral, demandam dados de entrada como, por exemplo, capacidade de campo, ponto de murcha, teor de água residual e saturada do solo, pressão de borbulhamento, altura da vegetação e resistência estomática mínima nem sempre disponíveis (ARAÚJO et al., 2021).

Assim, modelos semi-distribuídos tem sido utilizado no contexto de grandes bacias, com destaque para o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT), o qual se tornou um dos mais amplamente utilizados no mundo (Arnold et al., 1998). A popularização do modelo SWAT pode ser atribuída, entre outros fatores, à sua flexibilidade na abordagem de problemas de recursos hídricos, workshops de treinamento e conferências internacionais realizadas regularmente, por ser um software de suporte e de código-fonte aberto, permitindo assim adaptações pelos usuários para necessidades específicas de aplicação (Gassman et al., 2007).

O modelo SWAT é um modelo hidrossedimentológico, determinístico, semi-distribuído, baseado em processos, que opera em uma etapa de tempo diária, projetado para prever os impactos das práticas de manejo da terra na água, sedimentos e rendimentos agrícolas em bacias hidrográficas de pequena a grande complexidade (Arnold et al., 1998, FAO, 2021). Nesse modelo, há três unidades de escala: bacia hidrográfica, sub-bacia e unidade de resposta hidrológica (HRU). Uma bacia hidrográfica é dividida em sub-bacias que, por sua vez, são ainda divididas em uma série de Unidades de Resposta Hidrológica (HRUs) baseadas na topografia/declividade, tipo de solo e uso/ocupação (ARNOLD et al., 1998; NEITSCH et al. 2005; NIE et al., 2011). Componentes hidrológicos, produção de sedimentos e ciclos de nutrientes são simulados para cada HRU e então agregados para as sub-bacias (ARNOLD et al., 1998; NEITSCH et al. 2005).

Uma limitação comum a esse tipo de estrutura do modelo consiste do fato deles não considerarem arranjos espaciais das HRUs e, portanto, os fluxos superficial e de subsuperfície, por exemplo, são alocados diretamente para o riacho, não havendo interação com outras HRUs que possam estar posicionadas entre uma determinada HRU e o riacho (BRYANT, 2006). Tais autores acrescentam que, desse modo, a mera substituição do mapa de uso e ocupação do solo e alteração dos parâmetros calibrados com outro mapa (metodologia convencional) pode não representar a realidade e causar

um viés potencial na avaliação dos efeitos das alterações do uso/ocupação sobre os componentes do ciclo hidrológico.

Entretanto, é evidente a necessidade de avaliar as alterações de uso e ocupação na modelagem hidrológica. Lin et al. (2015) acrescentam que se mudanças frequentes de uso da terra ocorrem em uma bacia hidrográfica em um curto período pode haver um comprometimento da simulação com uma única condição de entrada de uso e ocupação do solo, pois tem-se uma baixa precisão do seu desempenho e, conseqüentemente, o impacto do manejo do uso da terra nos ambientes a jusante não seria avaliado apropriadamente.

Dentre as abordagens identificadas para minimizar o efeito da ausência de espacialização das HRUs na avaliação de LUCCs nos processos hidrológicos usando o SWAT destacam-se: 1) abordagem de segmentação de sub-bacia (MENG et al., 2018); 2) modelagem usando para o mesmo período climatológico diversos LUCCs (NIE et al., 2011; WOLDESENBET et al., 2017; GASHAW et al., 2018;); e 3) aquela que para cada LUCC realiza a modelagem com o período climatológico correspondentes (MARTÍNEZ-RETURETA et al., 2019; WELDE e GEBREMARIAM, 2017; WANG et al., 2019; GYAMFI et al., 2016; MENGISTU et al., 2018).

Na abordagem de segmentação de sub-bacia a modelagem é realizada para um determinado LUCC de referência. Para os demais LUCCs se adiciona propositalmente algumas saídas (*outlet*) internamente nas sub-bacias, de modo a realizar sua discretização (MENG et al., 2018). Entretanto, embora a discretização melhore o balanço hídrico, os parâmetros calibrados com o LUCC de referência são mantidos nas sub-bacias discretizadas e, portanto, não permite verificar as alterações dos parâmetros que são inerentes das alterações do uso e ocupação do solo. Outra limitação consiste na precisão destas saídas, uma vez que se trata de uma análise subjetiva da localização das mudanças (inserção dos outlets). Por outro lado, esse método torna-se importante quando da avaliação de cenários futuros de LUCCs sobre os processos hidrológicos.

Na abordagem em que com o mesmo período climatológico se realiza a simulação com diferentes LUCCs é possível avaliar os efeitos sobre processos hidrológicos, incluídas as alterações nos parâmetros desses processos, entretanto, não necessariamente os processos são bem representados, pois os dados observados usados na calibração e validação, representam condições de uso não uniforme.

Por outro lado, na abordagem usando LUCCs e período climatológico correspondente, a modelagem é realizada para cada mapa de uso e ocupação usando o período climatológico representativo para cada LUCC. Esse método permite verificar as alterações dos parâmetros da calibração que de fato são alterados em função das modificações de uso e ocupação, por exemplo, os parâmetros físicos do solo, aqueles

relacionados aos processos de evapotranspiração, escoamento superficial e fluxos subterrâneos. Esse método busca simular de modo mais realístico os processos hidrológicos.

Estudos recentes mostraram resultados promissores da modelagem hidrológica utilizando o SWAT no cerrado brasileiro (SILVA et al., 2018; FERREIRA et al., 2021; RODRIGUES et al., 2019; AMORIM et al., 2022; SIQUEIRA et al., 2021; FONSECA et al., 2022; JUNQUEIRA, 2022). Esse bioma possui a formação savânica mais biodiversa do mundo (INPE, 2018) e, nas últimas décadas, sua extensa área de vegetação nativa vem sendo suprimida para abertura de áreas para produção agrícolas (BRANNSTROM et al., 2008). Atualmente o cerrado é o bioma mais ameaçado no Brasil (SILVA et al., 2021), de relevância para a produção de alimentos e conservação ambiental (RÁPALO et al., 2021), bem como por também contém as cabeceiras de grande parte das mais importantes bacias hidrográficas da América do Sul (Paraná, Paraguai, Araguaia, Tocantins e São Francisco), grandes afluentes de importantes rio Amazonas, como o Xingu e Tapajós, e reservatórios estratégicos para o sistema nacional de energia elétrica (LATRUBESSE et al., 2019). Recentemente, Salmona et al. (2023), por meio de análise de séries temporais, estimaram uma redução média de 8,7% e 6,7% na vazão dos rios do cerrado brasileiro devido ao desmatamento e às mudanças climáticas, respectivamente.

O oeste do estado Bahia é inserido majoritariamente no bioma cerrado, fazendo parte de uma das fronteiras agrícolas mais ativas do mundo com alterações buscas da paisagem, na qual área cultivada e área irrigada vêm aumentando rapidamente (DIONIZIO e COSTA, 2019). Os corpos d'água dessa região são perenizados devido a contribuição do Sistema Aquífero Urucuia (SAU), que com seu fluxo de base mantém a perenidade e a alta vazão dos rios afluentes nas bacias das hidrográficas dos rios São Francisco e Tocantins-Araguaia, durante o período de recessão das chuvas, entre os meses de abril e outubro (BARBOSA et al., 2017). Entretanto, são crescentes e desafiadores os conflitos hídricos e de posse de terra nessa região, especialmente na última década (SILVA et al., 2021). Tais autores mencionam ainda a percepção das comunidades locais quanto ao ressecamento das veredas, áreas de grande ocorrência do buriti (*Mauritia flexuosa*), espécie indicadora de áreas alagadas.

O SWAT também se mostrou satisfatório na representação dos processos hidrológicos do oeste baiano (SILVA et al., 2023; EGER et al., 2021; FERRAZ et al., 2021). Entretanto, esses estudos foram limitados em uma ou outra sub-bacia, faltando análises referente à resposta hidrológica a nível de bacia hidrográfica. Foram identificados dois relatórios em que foram realizadas uma modelagem hidrológica em toda a bacia (PBHGrande, 2022; CBHSF, 2021), porém em nenhum destes foi

contemplando as alterações do uso e ocupação do solo, sendo apenas considerado os efeitos das precipitações sobre os recursos hídricos.

Assim, a presente pesquisa visa avaliar os efeitos do uso e cobertura do solo e da precipitação na resposta hidrológica de uma importante bacia hidrográfica do cerrado brasileiro – a bacia do rio Grande – maior bacia hidrográfica do oeste baiano, por meio de modelagem hidrológica, com cerca de 60% do seu território sobre o SAU. Segundo o Comitê da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco (CBHSF, 2021), a vazão de contribuição da bacia do rio Grande para o rio São Francisco, com permanência de 90%, é de aproximadamente  $170 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

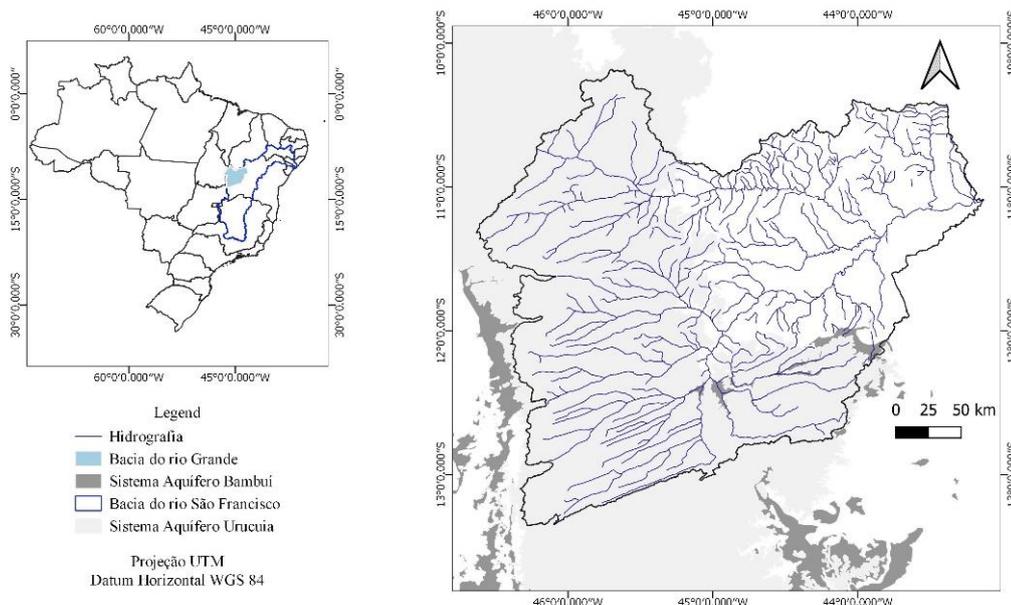
Espera-se que os resultados da presente pesquisa venha a colaborar na compreensão das complexas interações uso da terra, precipitação e produção de água de modo a subsidiar a tomada de decisão na perspectiva técnico-científica e na gestão integrada de bacias hidrográficas, contribuindo assim na formulação e implementação de estratégias que melhorem a capacidade adaptativa desta bacia e de outras com características similares.

## **2 MATERIAIS E MÉTODOS**

### **2.1 Área de estudo**

A bacia hidrográfica do rio Grande (BHRG) localiza-se no oeste do estado da Bahia, Brasil, na região do médio do rio São Francisco, com área de aproximadamente  $75.000 \text{ km}^2$  (Figura 1). A área da BHRG está inserida na nova fronteira agrícola brasileira (DIONIZIO; COSTA, 2019), nos domínios dos Sistemas Aquíferos Urucuia (poroso) e Bambuí (cárstico) e contempla dois importantes biomas: cerrado (savana) e caatinga (floresta seca).

Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do rio Grande, no estado da Bahia, região Nordeste do Brasil.



O Sistema Aquíferos Urucuia (SAU) constitui-se em um grande reservatório de águas subterrâneas, composto por duas formações: na base, a Formação Posse composta por arenito eólico, com estratificação horizontal em arenitos friáveis e de grão fino a médio, intercalados com argilas e siltes e, acima, a Formação Serra das Araras, composta por depósitos fluviais de textura heterogênea de arenitos médios a espessos (Eger et al., 2021). As águas da BHRG são um dos principais reguladores das vazões do trecho do médio rio São Francisco e contribui com cerca de 30% (período chuvoso) a 80% (período seco) das vazões afluentes ao reservatório de Sobradinho (PBHSF, 2016), sendo de suma importância para a manutenção da vazão do rio São Francisco (GONÇALVES et al., 2016).

Conforme critério de classificação de Thornthwaite, há basicamente três tipos climáticos predominantes na BHRG: úmido, no extremo oeste da bacia, onde se verificam índices pluviométricos que podem ultrapassar os 1.700 mm anuais; subúmido, na região central da bacia; e semiárido, próximo a foz do rio São Francisco, onde são observados volumes anuais inferiores a 800 mm.ano<sup>-1</sup> (MOREIRA; DAVID, 2010). Portanto, essa bacia apresenta grande variabilidade espacial dos volumes anuais precipitados, especialmente na direção leste – oeste.

## 2.2 Modelagem hidrológica

O modelo SWAT é um modelo hidrossedimentológico, semidistribuído que simula vários processos físicos diferentes – clima, hidrologia, umidade do solo, crescimento de plantas, nutrientes, pesticidas, bactérias e patógenos e manejo do solo – em uma bacia hidrográfica e opera em um passo de tempo diário para determinar o balanço hídrico (ARNOLD *et al.*, 2012). Os processos físicos são simulados para cada HRU e então

agregados para as sub-bacias (ARNOLD *et al.*, 1998; NEITSCH *et al.* 2005), sendo ela composta por uma única combinação entre uso/cobertura, declividade e tipo de solo. Para leitura adicional sobre o modelo SWAT, consulte Arnold *et al.* (1998) e recurso online em <http://swat-model.tamu.edu/>.

Os componentes hidrológicos simulados no modelo SWAT incluem evapotranspiração (ET), escoamento superficial, percolação, fluxo lateral, fluxo de águas subterrâneas, perdas de transmissão e lagoas (Arnold *et al.*, 1998). A simulação dos processos de uma bacia hidrográfica no SWAT é realizada por meio de duas fases principais: a terrestre e a da água. A primeira controla a quantidade de água, sedimentos, nutrientes e pesticidas carregados para o canal principal em cada sub-bacia, enquanto a segunda consiste na propagação desses elementos através da rede de canais da bacia até o seu exutório (NEITSCH *et al.*, 2011). No modelo, a fase terrestre do ciclo hidrológico é baseada na equação do balanço hídrico (Eq. 1) (ARNOLD *et al.*, 1998).

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

Onde:

$SW_t$  representa o teor final de água no solo (mm);

$SW_0$  é o teor inicial de água no solo no dia  $i$  (mm),  $t$  é o tempo (dias);

$P$  é a altura de precipitação para o dia (mm);

$Q_s$  é a quantidade de escoamento superficial no dia  $i$  (mm);

$ET$  é a quantidade de evapotranspiração no dia  $i$  (mm),

$W_s$  é a quantidade de água que entra na zona vadosa do perfil do solo no dia  $i$  (mm); e

$Q_{gw}$  é a quantidade de fluxo de retorno no dia  $i$  (mm).

O processo de evaporação é calculado por meio de funções exponenciais de profundidade do solo e conteúdo de água, enquanto para transpiração é usado uma função linear de evapotranspiração potencial (PET) e do índice de área foliar. O modelo SWAT usa o método do número da curva de escoamento (CN) para simular a partição da precipitação na superfície do solo entre o escoamento e a infiltração na escala de HRU, no qual o CN é baseado no tipo de solo, LUCC e condições de manejo da terra, sendo ajustado para a condição de umidade do solo AMCII (ARNOLD *et al.*, 1993). No presente estudo, os métodos de Penman-Monteith e do número da curva SCS (*Soil Conservation Service*) foram utilizados para calcular a evapotranspiração potencial (PET) e o escoamento superficial, respectivamente.

A água no solo pode mover-se lateralmente no perfil e contribuir para o fluxo do rio, percolar além do fundo do perfil do solo e, finalmente, tornar-se recarga do aquífero. A percolação é determinada por meio da combinação de uma técnica de roteamento de armazenamento e um modelo de crack-flow, enquanto o fluxo lateral é estimado simultaneamente com a percolação usando um modelo de armazenamento cinemático

(MAPES e PRICOPE, 2020). O modelo de armazenamento cinemático foi desenvolvido por Sloan et al. (1983) e baseia-se na equação de continuidade de massa, conforme (Eq. 1).

$$Q_{lat} = 0.024 \left( \frac{2SW_{cam,excesso} \cdot K_{sat} \cdot slp}{\Phi_d \cdot L_{slp}} \right)$$

Onde:

$Q_{lat}$  é o escoamento lateral (mm/dia);

$SW_{cam,excesso}$  é o volume de água drenável armazenada na zona saturada da encosta por unidade de área (mm);

$K_{sat}$  é a condutividade hidráulica saturada (mm/h);

$slp$  é a declividade da encosta (m/m);

$\Phi_d$  é a porosidade drenável do solo (mm/mm);

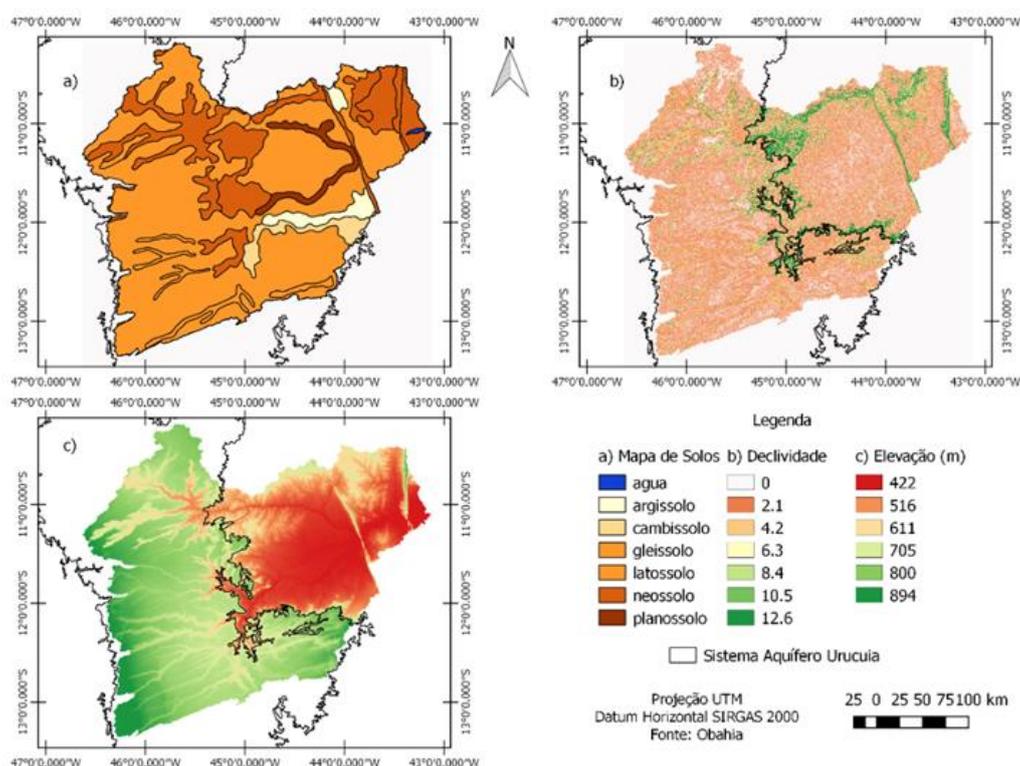
$L_{slp}$  é o comprimento da encosta (m)

A recarga do aquífero é dividida: 1) em aquífero raso, que finalmente se torna o fluxo de retorno, e 2) recarga do aquífero profundo, que é perdida na bacia hidrográfica (NEITSCH et al., 2011). O fluxo de água subterrânea (fluxo de base) no canal é calculado com base na condutividade hidráulica do aquífero raso, distância da sub-bacia ao canal principal e altura do lençol freático (NIE et al., 2011). Uma descrição mais detalhada do modelo e a fórmula de cálculo do ciclo hidrológico são fornecidas no Manual Técnico do modelo SWAT (NEITSCH et al., 2011).

### 2.2.1 Dados de entrada e configuração do modelo

O modelo SWAT requer dados geoespaciais e tabulares de entrada. Os dados espaciais são compostos pelo modelo digital de elevação (MDE), mapa de tipos de solo e mapa de uso e ocupação do solo, todos estes foram obtidos no site do OBahia (disponível em <http://obahia.dea.ufv.br/layers/>). O mapa de tipos de solo oriundo do site foi elaborado a partir dos dados fornecidos pela EMBRAPA Solos do Brasil na escala 1:5.000.000. O MDE possui resolução de 1 segundo de arco (aproximadamente 30 m), tendo sido elaborado a partir dos dados fornecidos pelo "Shuttle Radar Topography Mission" (SRTM). O Obahia também disponibiliza a declividade, o qual juntamente com o de solos e elevação (MDE), são apresentados na Figura 2.

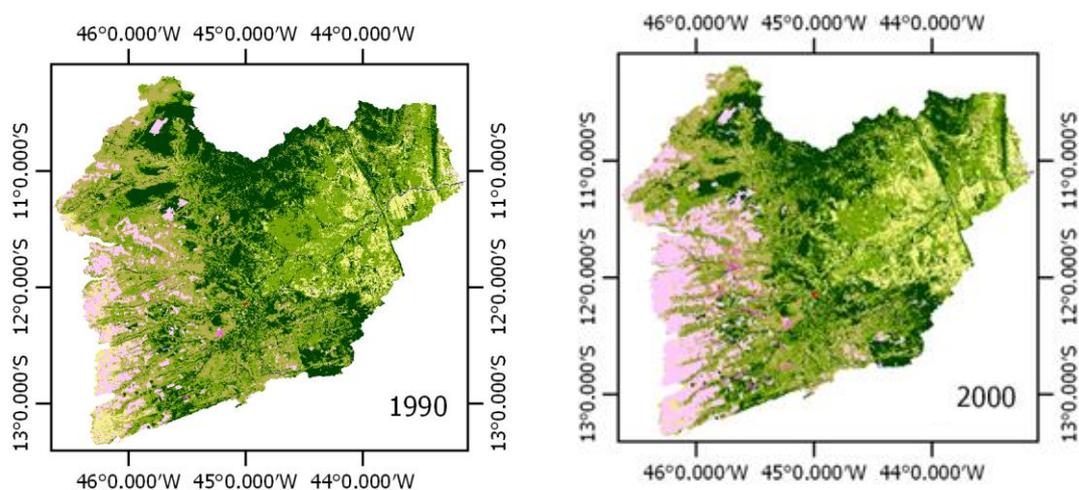
Figura 2 – Elevação, declividade e tipos de solo da BHRG.

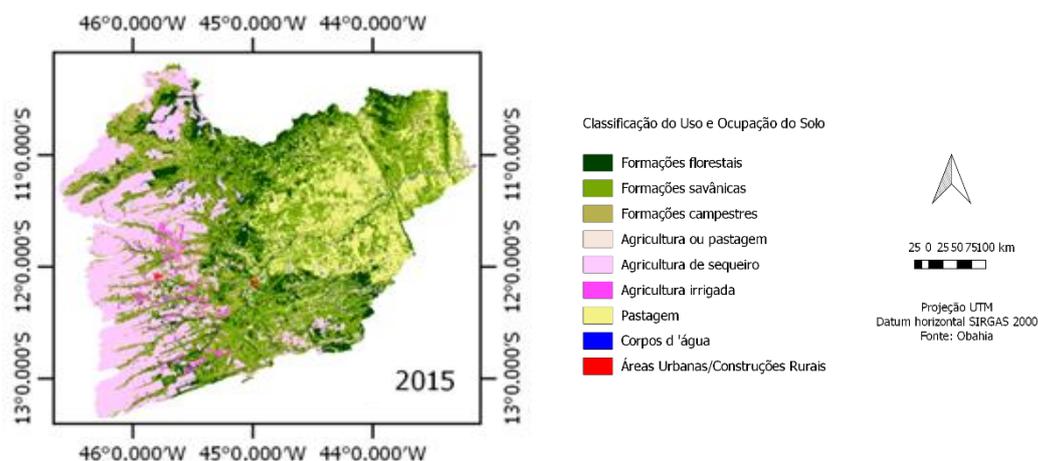


Fonte: <http://obahia.dea.ufv.br/layers>.

O Obahia disponibiliza uma série do período de 1990 a 2020 de mapas de uso e ocupação do solo, os quais foram classificados e validados por Pimenta et al. (2021). Para o presente estudo foram utilizados aqueles referentes aos anos de 1990, 2000 e 2015 (Figura 3).

Figura 3 – Uso e ocupação do solo da BHRG referente aos anos de 1990, 2000 e 2015.





Ao associar os usos do solo da BHRG com o banco de dados do modelo SWAT, as classes de uso e ocupação foram adaptadas, conforme Tabela 1.

Tabela 1: Associação dos usos do solo do SWAT com os usos presentes na bacia do rio Grande.

Uso e ocupação do solo*	Uso e ocupação redefinidos**	Usos do solo no modelo SWAT
Formações florestais	Formação Floresta	<i>Forest-Deciduous (FRSD)</i>
Formações savânicas	Formação savânica	<i>Range-Brush (RNGB)</i>
Formações campestres	Formação rural	<i>Range-Grasses (RNGE)</i>
Agricultura ou pastagem	Agricultura	<i>Agricultural Land-Row Crops (AGRR)</i>
Agricultura de sequeiro	Agricultura	<i>Agricultural Land-Row Crops (AGRR)</i>
Agricultura Irrigada	Agricultura	<i>Agricultural Land-Row Crops (AGRR)</i>
Pastagem	Pastagem	<i>Pasture (PAST)</i>
Corpo d'água	Água	<i>Water (WATR)</i>
Áreas urbanas/Const. rurais	Área urbana	<i>Residential (URBN)</i>

\*Pimental *et al.*, 2019.

\*\*redefinido para a presente pesquisa.

Dessa forma, foram consolidados em uma única classe de uso os mosaicos de agricultura ou pastagem, as áreas de agricultura irrigada e sequeiro. Essa foi uma simplificação adotada devido as dificuldades ou mesmo impossibilidade de distinguir os cultivos das respectivas áreas, seus planos de plantio e a fonte para atendimento da demanda (água superficial ou subterrânea).

Os dados relativos aos parâmetros de solo para a área de estudo foram obtidos dos perfis pedológicos disponibilizados pelo site da EMBRAPA e em estudos localizados na bacia hidrográfica do rio São Francisco e no Cerrado brasileiro (Lima *et al*, 2013; Dionizio e Costa, 2019; Ferraz, 2021).

Estações pluviométricas com séries de dados compatíveis com os objetivos da presente pesquisa não estão uniformemente distribuídas ao longo da BHRG. Foi então

realizada a validação das estimativas do produto do CHIRPS e observado boas respostas em relação aos dados observados nos pluviômetros, bem como capacidade excelente para representar a variação espaço temporal da precipitação. Assim, para realizar a modelagem hidrológica na área de estudo foram utilizados dados diários de precipitação estimados pelo CHIRPS. A obtenção e validação das estimativas do CHIRPS estão apresentadas no Capítulo 2.

Adicionalmente, foi avaliada a calibração do modelo SWAT comparando os dados de chuva medido pelos pluviômetros e estimados pelo CHIRPS em uma sub-bacia (rio de Janeiro) do rio Grande (SILVA *et al.*, 2022). Foi observado que a incorporação de dados CHIRPS na calibração dos parâmetros do modelo apresentou confiabilidade do ajuste, grau de eficiência e desempenho – ( $R^2$ , NS, KGE e PBIAS) – mais satisfatório em relação à estimativa de vazão quando comparado ao uso dos dados do pluviômetro.

Os dados de vazão observadas foram obtidos junto ao Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), plataforma HydroWeb. Os critérios de seleção das estações de monitoramento de vazão foram: 1) possuir dados diários do período de 1981 a 2020 e 2) falhas iguais ou inferiores a 10%. Assim, Tabela 2 consta as estações fluviométricas selecionadas.

Tabela 2: Características das estações fluviométricas utilizadas.

Código	Nome	Latitude	Longitude	Rio
46590000	Nova Vida – Montante (Sub5)	-11.86	-45.12	Rio Branco
46902000	Boqueirão (Sub4)	-11.36	-43.85	Rio Grande
46770000	Fazenda Bom Jardim (Sub1)	-10.99	-45.53	Rio Sapão
46790000	Formosa do Rio Preto (Sub2)	-11.05	-45.20	Rio Preto
46455000	Derocal (Sub11)	-12.41	-45.12	Rio das Fêmeas
46415000	Sítio Grande (Sub12)	-12.43	-45.09	Rio Grande
46550000	Barreiras (Sub9)	-12.23	-44.93	Rio da Boa Sorte
46543000	Fazenda Redenção (Sub8)	-12.14	-45.10	Rio de Ondas
46610000	São Sebastião (Sub7)	-11.98	-44.88	Rio Grande
46490000	Fazenda Coqueiro (Sub10)	-12.40	-44.95	Rio São Desidério
46570000	Ponte Serafim – Montante (Sub6)	-11.90	-45.61	Rio de Janeiro

Os dados pluviométricos foram distribuídos de forma automática pelo modelo SWAT, por meio do método do vizinho mais próximo (*Nearest Neighborhood*) para delimitar as áreas de influência de cada estação (ARNOLD *et al.*, 1998; ZHANG e SRINIVASAN, 2009).

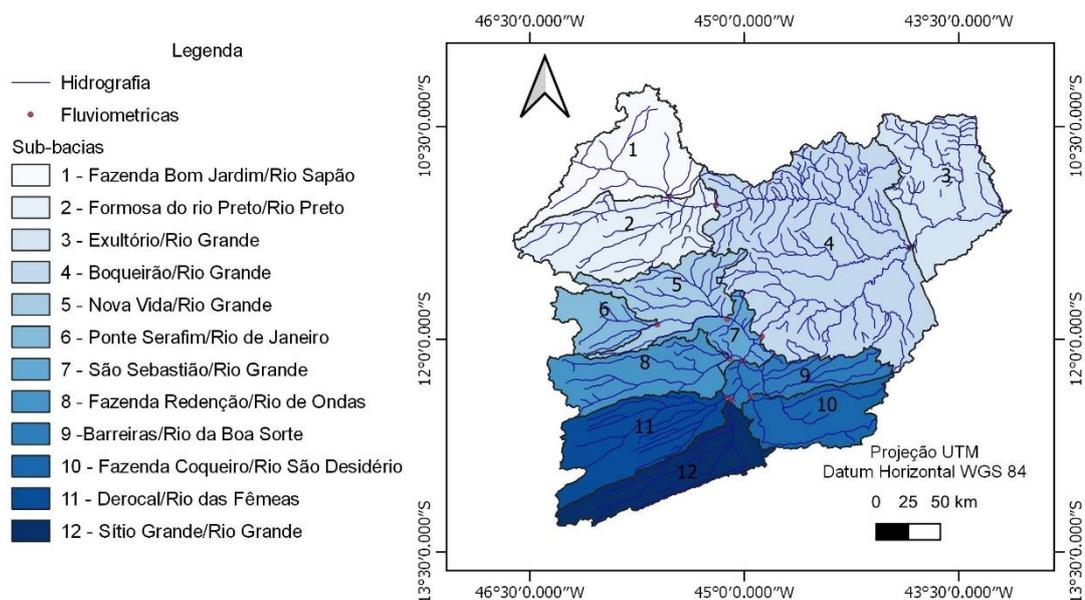
Em relação aos dados das variáveis meteorológicas, foram identificadas três estações climáticas (Barreiras, Barra e Santa Rita de Cassia) do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Entretanto, devido ao alto percentual de falhas (superior a 30%), não foi possível utilizá-las, recorrendo assim aos dados de reanálise disponíveis site do

*Global Weather Data for SWAT* (<https://globalweather.tamu.edu/>), que disponibiliza dados das variáveis meteorológicas para diferentes áreas do globo terrestre, oriundos do *Climate Forecast System Reanalysis* (CFSR). Para esta pesquisa, foram obtidos dados de cinco pontos de reanálise, um próximo à estação de Barra, dois a de Barreiras e outros dois próximos a Santa Rita de Cassia referentes ao período de 1981 a 2010. Como os dados de CFSR são disponíveis apenas até 2014, repetiu-se as séries referente do período 2001 a 2010 para o período 2011 a 2020.

Para simulação hidrológica foi usado o ArcSWAT 2012, com interface em ArcGIS. A primeira etapa da modelagem consistiu na inserção do MDE de modo a realizar a delimitação e discretização da bacia hidrográfica.

Na sequência, foram inseridos os 12 pontos de monitoramento, sendo 11 pontos referentes as estações fluviométricas e 1 ponto no exutório da bacia. Assim, foram geradas 12 sub-bacias, uma para cada ponto de monitoramento (Figura 4).

Figura 4 – Sub-bacias da BHRG.



A etapa posterior consistiu na geração das HRUs, a qual demanda a inclusão do mapa de tipos de solos e o mapa de uso e ocupação. Nessa etapa é necessário ainda definir os intervalos de declividade para as URHs, cujo valores adotados foram aqueles recomendados pela Embrapa (2000): 0-3% (plano), 3-8% (suave ondulado), 8-20% (ondulado), 20-45% (forte ondulado) e 45-75% (montanhoso e escarpado). Na etapa de definição das HRUs atribuiu o valor de 0% para o nível de sensibilidade em todas as categorias, possibilitando assim que todos os tipos de uso e ocupação do solo, tipos de solo e intervalos de declividade fossem considerados na modelagem.

De modo a atingir os objetivos do presente estudo e minimizar o efeito da ausência de espacialização das HRUs na avaliação de LUCCs nos processos hidrológicos foram realizadas a modelagem por período climatológico utilizado o mapa de uso/ocupação representativo de cada período. Assim, a modelagem foi realizada para três períodos distintos:

- ✓ Período I – mapa de uso/ocupação de 1990 e clima 1981 a 1997 (calibração de 1981 a 1992 e validação de 1990 a 1997) e três anos de aquecimento em cada etapa da modelagem;
- ✓ Período II – mapa de uso/ocupação de 2000 e clima 1995 a 2010 (calibração de 1995 a 2004 e validação de 2001 a 2010) e três anos de aquecimento em cada etapa da modelagem;
- ✓ Período III – mapa de uso/ocupação de 2015 e clima 2008 a 2020 (calibração de 2008 a 2015 e validação de 2013 a 2020) e três anos de aquecimento em cada etapa da modelagem.

Nesse estudo foram geradas 12 sub-bacias e 1179, 1180 e 1182 unidades de resposta hidrológica para os modelos referentes os anos de 1990, 2000 e 2015, respectivamente. Assim, para cada Período foi construído um projeto no ArcSWAT, no qual foi realizada a primeira simulação para, na sequência, realizar as etapas subsequentes dos três projetos (calibração/validação).

A calibração por período climatológico também se justifica em decorrência mudanças das propriedades físicas e hidráulicas do solo ocorridas na BHRG devido as alterações do uso e ocupação do solo, conforme achados de Dionizio e Costa (2019).

### 2.2.2 Parametrização e análise de sensibilidade do modelo

A calibração do modelo consiste em ajustar os valores dos parâmetros comparando as saídas previstas (fluxo, sedimento e/ou carga) e os dados medidos até que um padrão satisfatório para que uma determinada função objetivo seja alcançada, enquanto a validação é a verificação se os parâmetros calibrados têm capacidade de prever comportamento de períodos posteriores. A etapa inicial da calibração é definida como parametrização - seleção de parâmetros e definição de suas faixas de valores iniciais.

Dado às recomendações de Arnold et al. (2012), Abbaspour et al. (2015), ao conhecimento prévio dos processos hidrológicos dominantes na área de estudo e as publicações recentes (SILVA et al., 2023; EGER et al., 2021; FERRAZ et al., 2021) foram escolhidos 23 parâmetros, conforme Tabela 3. Os intervalos contidos na tabela 3 são a máxima amplitude de variação, sendo estes ajustados conforme o conhecimento de cada sub-bacia.

Tabela 3: Descrição dos parâmetros utilizados na análise de sensibilidade, intervalos e método de alteração empregados para a calibração.

Método*/Parâmetro	Descrição*	Intervalos		Unidade
		Mín	Máx	
R__CN2.mgt	Curva Número	-0,7	0,2	Adm
V__ALPHA_BF.gw	Constante de recessão do fluxo de base (dias).	0	0,1	Dias
V__GW_DELAY.gw	Retardo do escoamento subterrâneo	90	500	Dias
V__GWQMN.gw	Profundidade limite da água no aquífero raso para ocorrer fluxo de retorno	1000	5000	mm
V__GW_REVAP.gw	Coefficiente de reevaporação da água subterrânea	0,02	0,2	Adm
V__REVAPMN.gw	Profundidade limite da água no solo para a ocorrência da ascensão da água à zona não saturada	0	1000	mm
R__SOL_K(..).sol	Condutividade hidráulica saturada do solo	-0,15	0,15	mm/h
V__RCHRG_DP.gw	Coefficiente de percolação da água para o aquífero profundo	0	1	Fração
V__ESCO.hru	Coefficiente de compensação da evaporação do solo	0	1	Adm
V__EPCO.hru	Fator de compensação da tomada de água pela vegetação	0	1	Adm
R__SOL_AWC(..).sol	Capacidade de água disponível	-0,15	0,15	mm H <sub>2</sub> O/mm solo
R__SOL_BD(..).sol	Densidade aparente úmida	-0,15	0,15	g/cm <sup>3</sup>
V__CANMX.hru	Quantidade máxima de água interceptada pela vegetação	0	100	mm
V__SLSOIL.hru	Comprimento do talude para escoamento subsuperficial lateral	0	150	M
R__SOL_Z(..).sol	Profundidade da camada de solo	-0,15	0,15	mm
V__CH_N2.rte	Valor "n" de Manning para o canal principal	-0,01	0,3	Adm
V__CH_K2.rte	Condutividade hidráulica efetiva do canal principal	0,01	500	mm/h
R__SLSUBBSN.hru	Comprimento da declividade média	-0,1	0,1	M
R__OV_N.hru	Valor "n" de Manning para escoamento superficial	-0,1	0,1	Adm
V__BIOMIX.mgt	Eficiência da mistura biológica do solo	0	1	Adm
V__DEEPST.gw	Profundidade inicial da água no aquífero profundo	0	50000	mm
V__SHALLST.gw	Profundidade inicial da água no aquífero raso	0	50000	mm
R__HRU_SLP.hru	Inclinação média do declive	-0,1	0,1	mm/mm

\*v = Replace ou substituição (=); r = Relative ou multiplicação (x); a = absoluto ou adição (+).

Na calibração é necessário definir não somente a faixa de variação de cada parâmetro, como seu respectivo método de alteração – por substituição direta (v), por adição (a) e por multiplicação (r) – os quais definem a forma de alteração dos seus valores durante as interações das simulações. Por exemplo, na substituição direta o modelo altera o valor existente por outro, enquanto no método por adição um novo valor é adicionado ao valor inicial do parâmetro. No método da multiplicação a alteração dos valores é estabelecida variando o valor inicial por porcentagem. De acordo com Abbaspour (2015), não é indicada a utilização do método de substituição (v) para parâmetros que possuem variabilidade espacial, uma vez que uniformiza o parâmetro e faz com que informações espaciais importantes sejam perdidas. Desta forma, para todos os parâmetros de solo, CN, HRU\_SLP (inclinação média do declive), OV\_N (valor "n" de Manning para escoamento superficial) e SLSUBBSN (comprimento da declividade média) o método selecionado foi o da multiplicação. No presente estudo, os 23 parâmetros, bem como o método de calibração foram mantidos no processo de calibração para todas as sub-bacias, alterando apenas os intervalos das simulações iniciais de acordo com o conhecimento prévio dos processos hidrológicos dominantes na área de estudo.

Dos parâmetros selecionados, para três (CN2, ALPHA\_BF e GW\_DELAY) há valores de referência, os quais foram essenciais para definição dos seus respectivos intervalos das simulações iniciais. Os valores dos dois primeiros constam nos achados de Vieira (2021), enquanto os valores de CN2 são disponibilizados pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) para todo território nacional (<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/search?keyword=CN>), no qual constam dos valores mínimos, médios e máximos.

Após a seleção dos parâmetros e seus respectivos métodos de alteração, utilizando-se do programa SWATCUP, procedeu-se as etapas seguintes: calibração, validação, análise de sensibilidade dos parâmetros selecionados e análise de incerteza do modelo. Para isso, foi selecionado o SUFI-2 (*Sequential Uncertainty Fitting*), por ser um algoritmo amplamente utilizado para calibração de modelos hidrológicos e demandar o menor número de execuções para alcançar boas faixas de incerteza de previsão, se destacando pela velocidade e precisão no processamento, sendo isso muito importante para modelos computacionalmente exigentes (Abbaspour et al., 2004; Yang et al., 2008). Nesse algoritmo, a incerteza nos parâmetros, expressa como faixas (distribuições uniformes), é responsável por todas as fontes de incertezas - das variáveis determinantes (por exemplo, chuva), do modelo conceitual, dos parâmetros e dados medidos – e a propagação das incertezas nos parâmetros leva a incertezas nas variáveis de saída do modelo, que são expressas como distribuições de probabilidade,

quantificada pela incerteza de previsão de 95% (95PPU) calculada nos níveis de 2,5% e 97,5% da distribuição cumulativa das variáveis de saída obtidas por meio do hipercubo latino (ABBASPOUR et al., 2004). Portanto, segundo tais autores esses 95PPUs são as saídas do modelo em uma abordagem de calibração estocástica e, assim, não se tem um único sinal representando a saída do modelo, mas sim um envelope de boas soluções expressas pelo 95PPU, geradas por determinadas faixas de parâmetros.

Todas as incertezas são contabilizadas por meio dos valores do fator-P (confiabilidade do ajuste) e fator-R (grau de eficiência do modelo calibrado), sendo o primeiro referente a percentagem dos dados medidos delimitados pela incerteza de predição de 95% (95PPU) e o segundo representa a espessura média da banda 95PPU dividida pelo desvio padrão dos dados medidos (ABBASPOUR, 2012). Abbaspour et al. (2004) e Abbaspour et al. (2007) consideraram valores satisfatórios do fator-P acima de 0,7 e do fator-R abaixo de 1,5, embora isso possa variar de acordo com as condicionalidades de cada modelo. O SUFI-2 permite o uso de diversas funções objetivas, entre elas  $R^2$ , Nash-Sutcliff (NS) e erro quadrático médio (MSE), sendo escolhido para o presente trabalho o NS.

A análise de sensibilidade global dos parâmetros foi realizada por meio dos índices t-Stat e p-Value de forma automática usando a ferramenta *Sensitivity Analysis* do SWAT-CUP (SUFI-2). O t-stat é o coeficiente do parâmetro dividido pelo erro padrão, enquanto o valor-p testa a hipótese nula de que o coeficiente é igual a zero. O t-Stat identifica a significância relativa de cada parâmetro e o p-Value determina a significância da sensibilidade, de modo que quanto maior o valor absoluto de t-stat e menor o valor-p, mais sensível é o parâmetro (ABBASPOUR, 2015). Foram considerados mais sensíveis aqueles parâmetros cujo valor do valor-p foi igual ou inferior a 0.1 (SANTOS, 2015).

A BHRG possui dois biomas, dois importantes aquíferos (Bambuí e Urucuia), classes de uso ocupação e tipos de solos diversos e uma variação acentuada da precipitação acumulada anual, especialmente no sentido leste-oeste. Toda essa heterogeneidade precisa ser incluída no processo de modelagem. Assim, tal inclusão foi contemplada por meio da modelagem sequencial, no qual o modelo é calibrado usando dados de fluxo de diferentes partes da bacia, começando com as estações mais a montante e, posteriormente, movendo-se para as estações a jusante (NKIAKA et al., 2018), que permite melhor compreensão da dinâmica das vazões ao longo de toda a bacia. Além disso, esse método de calibração, por calibrar cada sub-bacia separadamente, reduz o esforço computacional, reduzindo assim o tempo de cada interação.

Assim, iniciou-se as calibrações das sub-bacias de cabeceiras (nascentes) e, após estas calibradas e validadas, procedeu-se a calibração manual dos parâmetros no ArcSWAT. Ajustados os parâmetros das sub-bacias de montante realizou-se uma simulação para assim prosseguir nas calibrações das sub-bacias de jusante. Dessa forma, para cada período de análise (Período I, II e III) as calibrações foram realizadas na sequência descrita a seguir:

- ✓ Primeiras calibrações – sub-bacias: 1 (46770000 - Fazenda Bom Jardim), 6 (46570000 - Ponte Serafim - Montante), 8 (46543000 - Fazenda Redenção), 10 (46490000 - Fazenda Coqueiro), 11 (46455000 - Derocal), 12 (46415000 - Sítio Grande);
- ✓ Segundas calibrações – sub-bacias: 2 (46790000 - Formosa do Rio Preto), 5 (46590000 - Nova Vida - Montante) e 9 (46555000 - Barreiras);
- ✓ Terceira calibração – sub-bacia 7 (46610000 - São Sebastião);
- ✓ Quarta calibração – sub-bacia 4 (46902000 - Boqueirão).

Como não há estação fluviométrica no exutório da bacia, os valores dos parâmetros ajustados na sub-bacia 4 foram replicados a sub-bacia 3.

O processo de calibração com o SUFI-2, no SWAT-CUP consistiu em executar 500 simulações em cada iteração com o conjunto de parâmetros mostrado na Tabela 3. A partir da análise de sensibilidade dos parâmetros foram realizadas adequações nas faixas do melhor conjunto de parâmetros obtido na iteração anterior até que os resultados fossem considerados aceitáveis. Conforme orientações de Abbaspour (2015), na validação utilizou-se os intervalos dos parâmetros ajustados na calibração e realizou uma simulação de 500 interações.

### 2.2.3 Análise de desempenho do modelo

O desempenho do modelo dos três períodos das etapas de calibração e validação foi aferido por meio do Percentual de Tendência (PBIAS), Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS) e do Coeficiente de determinação ( $R^2$ ), os quais constam na Quadro 1.

Quadro 1 – Funções objetivo usadas para avaliar o desempenho do SWAT

Função objetivo	Equação	Valor perfeito
Percentual de Tendência (PBIAS)	$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (Q^{obs} - Q^{sim})}{\sum_{i=1}^n (Q^{obs})} \times 100$	0
Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS)	$NS = 1 - \left( \frac{\sum_i (Q^{obs} - Q^{sim})^2}{\sum_i (Q^{obs} - \overline{Q^{obs}})^2} \right)$	1

Função objetivo	Equação	Valor perfeito
Coeficiente de determinação (R <sup>2</sup> )	$R^2 = \left( \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - Y_m) x (X_i - X_m)}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i - Y_m)^2 x (X_i - X_m)^2}} \right)^2$	1

Note:  $Q^{obs}$  é a vazão observada,  $\overline{Q^{obs}}$  é a média da vazão observada,  $Q^{sim}$  é a vazão simulada e n é o número total de observações;  $X_i$  os valores observados e  $X_m$  a média destes valores,  $Y_i$  os valores calculados pelo modelo e  $Y_m$  a sua média.

Os critérios de avaliação do desempenho do modelo e suas respectivas faixas de valores estão apresentados na Tabela 4

Tabela 4: Critérios para avaliação do desempenho do modelo hidrológico e faixa de valores de variação.

	Muito bom	Bom	Satisfatório	Insatisfatório	Faixa de variação
R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> > 0.85	0.75 < R <sup>2</sup> ≤ 0.85	0.60 < R <sup>2</sup> ≤ 0.75	R <sup>2</sup> ≤ 0.60	0 a 1
NE	NE > 0.80	0.70 < NE ≤ 0.80	0.50 < NE ≤ 0.70	NE ≤ 0.50	-∞ a 1.0
PBIAS (%)	PIAS < ±5	±5 ≤ PBIAS < ±10	±10 ≤ PBIAS < ±15	PBIAS ≥ ±15	-∞ a ∞

Fonte: Moriasi *et al.* (2015)

Os valores positivos do PBIAS indicam tendência de subestimação dos dados simulados, enquanto os negativos indicam superestimação (GUPTA *et al.*, 1999). O R<sup>2</sup> avalia a relação linear entre os dados medidos e observados, variando entre 0 e 1, onde quanto mais próximo de 1 o valor se apresentar, mais eficiente será a previsão.

O NS objetiva ajustar as vazões máximas e pode variar de -∞ a 1, no qual 1 representa um perfeito ajuste. Embora Moriasi *et al.* (2015) defina como insatisfatórios valores inferiores a 0.50, Nash e Sutcliffe (1970), mencionam que valores entre 0 e 1 são geralmente considerados níveis de desempenho aceitáveis, enquanto valores negativos indicam que é melhor usar a média dos dados observados do que o valor previsto do modelo.

### 2.3 Avaliação dos efeitos da mudança de uso/cobertura do solo e da precipitação na resposta hidrológica na escala de sub-bacia e bacia

Após calibrar o modelo SWAT para os Períodos I, II e III foram realizadas simulações as quais foram chamadas de Experimentos. Cada experimento é uma combinação entre um LUCC (1990, 2000 e 2015) e uma série de precipitação (P1 e P2), Quadro 2. O LUCC faz referência ao modelo calibrado referentes aos mapas de uso dos anos 1990, 2010 e 2015. A série P1 refere-se as precipitações estimadas pelo CHIRPS no período de 1981 a 2000, enquanto P2 aquelas estimadas para o período de 2001 a 2020. Esse método é conhecido por 'fixing change' ou análise 'um fator de cada vez' ou 'abordagem delta' (NIRAULA *et al.*, 2015; WOLDESENBET *et al.*, 2017). Assim, foram construídos 6 experimentos, arranjo entre 3 LUCCs e 2 séries de precipitação.

Quadro 2 – Experimentos – vazões simuladas

Uso e ocupação

Série de precipitação	Modelo calibrado /validado com o LUCC de 1990	Modelo calibrado/ validado com o LUCC de 2000	Modelo calibrado/ validado com o LUCC de 2015
P1 (1981 – 2000)	Experimento 1 (Baseline)	Experimento 3 (mudança suave de LUCC)	Experimento 5 (mudança drástica de LUCC)
P2 (2001 – 2020)	Experimento 2 (mudanças de precipitação)	Experimento 4 (mudança suave de LUCC + mudanças de precipitação)	Experimento 6 (mudança drástica de LUCC+ mudanças de precipitação)

A partição da série de precipitação em duas (P1 e P2) considerou os estudos elaborados por Pousa *et al.* (2019), Montovani *et al.* (2019), Mutti *et al.* (2020); Vieira *et al.* (2021), bem como os resultados obtidos no Capítulo 2 dessa tese, em que foram observadas alterações nos volumes precipitados anuais nas últimas décadas.

O Experimento 1 permite avaliar o comportamento da bacia hidrográfica ocorrido do início da ocupação para fins agrícola (LUCC 1990), quando se tinha um estágio de maior conservação das áreas nativas e as chuvas tinham maiores alturas (P1) e, portanto, esse experimento foi definido com baseline. O experimento 2 buscou avaliar como seria a resposta da bacia as novas condições de chuva (P2) caso tivesse sido mantidas as condições do LUCC de 90. Os demais experimentos foram construídos de forma análoga alterando ora o uso e ocupação para uma condição suave (uso e ocupação de 2000) a drástica (uso e ocupação de 2015) ora a série de precipitação (sem mudanças P1) para com mudança (P2).

Desse modo, a partir do Quadro 2 a avaliação dos efeitos da precipitação sobre o uso e ocupação é realizada na vertical (Experimento 1 em relação ao Experimento 2; Experimento 3 em relação ao Experimento 4 e Experimento 5 em relação ao Experimento 6), enquanto os efeitos do uso e ocupação do solo é realizado na horizontal (Experimento 1 em relação aos Experimento 3 e 5 e Experimento 2 em relação aos Experimento 4 e 6). O efeito sinérgico das duas variáveis sobre as vazões é realizado comprando os resultados do Experimento 1 em relação aos Experimentos 4 e 6.

Na escala de bacia foram avaliados os componentes do balanço hídrico – escoamento superficial, evapotranspiração, percolação para o aquífero raso e profundo, fluxo de base e rendimento de água, enquanto na escala de sub-bacia foi analisado apenas o escoamento superficial.

Na escala de sub-bacia foram realizadas análise da densidade de probabilidade das vazões simuladas e a comparação entre os experimentos por meio de teste de

hipótese, o qual precede a análise da distribuição quanto a normalidade dos dados. Para avaliar a suposição de normalidade das séries de vazão de cada experimento, foi realizado o teste de hipótese de Shapiro-Wilk ao nível de significância de 5% das vazões dos experimentos, no qual a  $H_0$  consiste que os dados seguem a distribuição normal, enquanto a  $H_1$  que não seguem tal distribuição. Esse é um dos testes de normalidade mais abrangentes e poderosos, sendo o recomendado para séries temporais hidrológicas (USEPA 2006, KAZEMZADEH et al., 2022).

Caso a suposição da normalidade da distribuição das vazões simuladas (Experimentos) seja confirmada, será aplicado o teste F de Snedecor – o qual avalia a igualdade ou não das variâncias populacionais de duas subamostras (TUZZI e FILL, 2020), caso contrário, o teste não paramétrico Mann e Whitney, também chamado de teste de Wilcoxon será aplicado (YUE e WANG, 2002), com o qual é possível definir o grau de mistura entre os Experimentos, verificando assim se é possível assumir se pertencem a mesma população ou não.

### **3 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Essa sessão foi subdividida em partes: 1) Calibração e validação do modelo SWAT; 2) Efeitos do LUC e das precipitações sobre os componentes hidrológicos na escala de bacia; 3) Efeitos das mudanças LUC e das precipitações sobre o escoamento superficial na escala de sub-bacia e, 4) Discussão.

#### **3.1 Calibração e Validação do Modelo SWAT**

Em detrimento da quantidade de dados gerados, foram selecionadas as sub-bacias 2, 7, 8, 12 e 4 para avaliar com mais detalhes a qualidade da modelagem. A escolha da sub-bacia 2 se deu pelo motivo dela está inserida no rio Preto, principal afluente do rio Grande. O critério de seleção da sub-bacia 12 decorre desta área ter sido identificado como aquela com a maior quantidade de estudos usando o SWAT. A sub-bacia 8, embora seja uma bacia de montante como a sub-bacia 12, o comportamento das vazões e a dinâmica de uso e ocupação foram distintos e sua inclusão na análise trás contribuições importantes na compreensão dos processos antrópicos ocorridos. A sub-bacia 7 foi escolhida por ela está localizada no rio Grande, em um ponto de convergência das águas das nascentes dos rios das Fêmeas, São Desidério, de Janeiro e Branco. A sub-bacia 4 foi escolhida por ser delimitada pela localização da última estação fluviométrica da bacia.

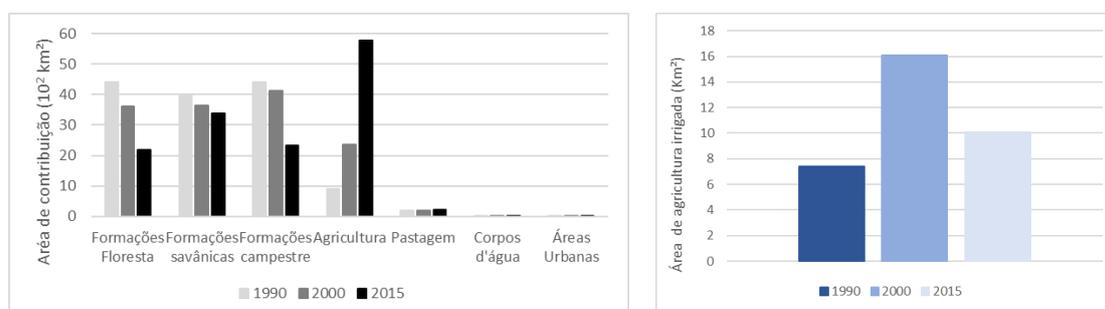
Os hidrogramas das vazões ( $m^3/s$ ) observadas e simuladas de todos os postos fluviométricos (sub-bacias) utilizados na modelagem hidrológica dos três períodos constam no Apêndice A, a tabela contendo as estatísticas de desempenho e incerteza

do modelo no Apêndice B, os melhores ajustes dos parâmetros no Apêndice C e a análise de sensibilidade no Apêndice D. No Apêndice E consta as áreas das classes de uso referente a área de contribuição de cada uma das sub-bacias para os LUCCs usados na modelagem (1990, 2000 e 2015) e no Apêndice F as áreas irrigadas de cada sub-bacia que embora não tenha sido contemplada na modelagem sua análise é relevante na compreensão dos resultados.

### Posto fluviométrico 46790000 – Formosa do Rio Preto (sub-bacia 2)

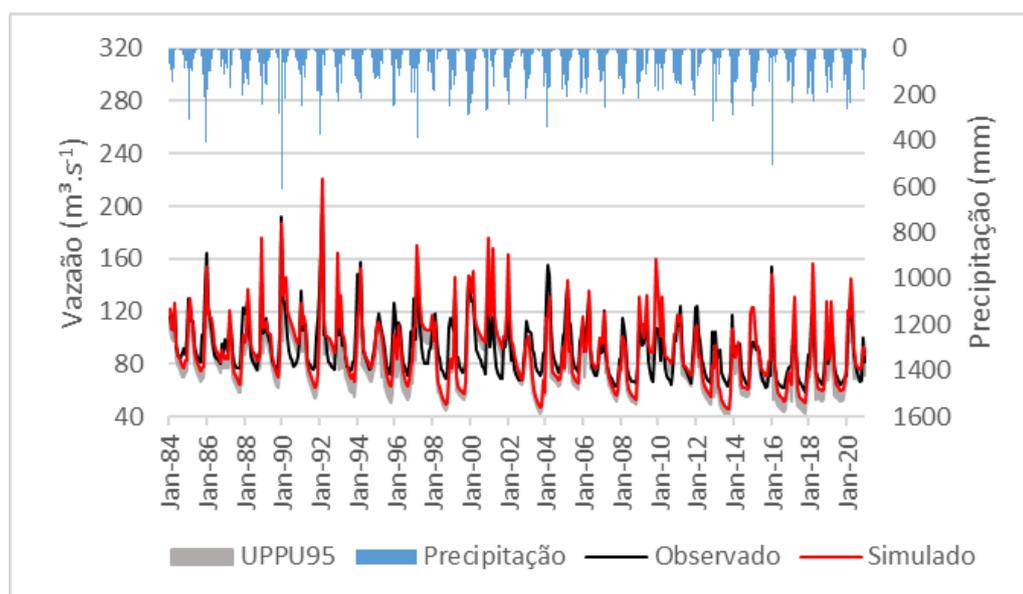
A sub-bacia 2 possui área de contribuição total de cerca de 13910 km<sup>2</sup>, área de produção de grãos de 916, 2352 e 5781 km<sup>2</sup> nos anos de 1990, 2000 e 2015, respectivamente e área exclusivamente irrigada de 7,4 (1990), 16,1 (2000) e 10,1 (2015) Km<sup>2</sup> (Figura 5).

Figura 5 – Áreas de classe de uso – rio Preto



A Figura 6 apresenta os hidrogramas das vazões simuladas e observadas na sub-bacia 2. O modelo subestimou as vazões mínimas ao longo dos três períodos analisados, apresentando valores inferiores as vazões observadas. De modo geral, os resultados obtidos na sub-bacia 2 foram melhores quando comparados àqueles da sub-bacia 1 (ANEXO A), tanto em relação a confiabilidade e grau do ajuste quanto do desempenho do modelo.

Figura 6 – Vazões observadas e simuladas para o posto fluviométrico /46790000 de Formosa do rio Preto – rio Preto



Em geral, a confiabilidade do ajuste (fator-p) e o do grau de eficiência do modelo calibrado (fator-r) foram aceitáveis,  $>0.70$  e inferior a 1.50, respectivamente, para os três períodos avaliados (Tabela 5). Os valores  $R^2$  variou de 0.56 (insatisfatório) a 0.90 (muito bom), enquanto o PBIAS foi inferior a  $\pm 10\%$  (muito bom) em todas as etapas de três períodos. O NS foi positivo em todas as etapas dos três períodos e, segundo Moriasi et al. (2015), apresentou insatisfatório ( $<0.50$ ) nas calibrações dos Períodos II e III e validação do Período II.

Os resultados do Período II foram menos satisfatórios, podendo estar associado a escolha do mapa de uso de 2000, uma vez que o percentual de área irrigada desta sub-bacia foi superior aos observados em 1990 e 2020 (Figura 5).

Tabela 5 – Estatísticas resumidas para avaliação do modelo do rio Preto (sub-bacia 2).

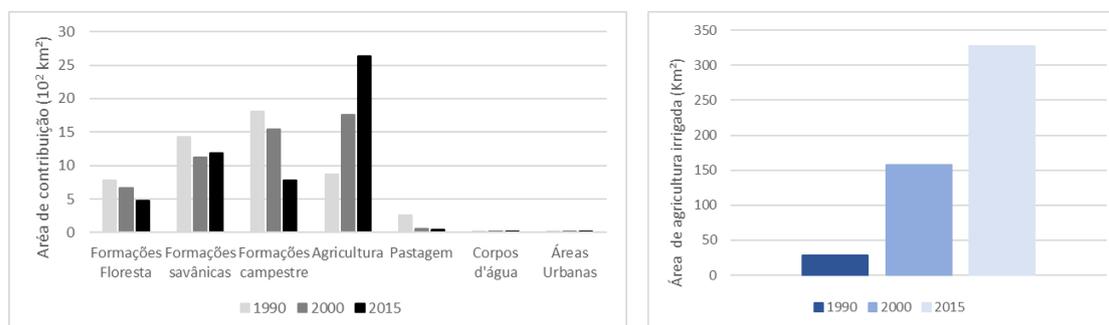
Etapa	Período	p-factor	r-factor	$R^2$	NS	PBIAS (%)	Média Sim/Obs ( $m^3.s^{-1}$ )	DesvPad Sim/Obs ( $m^3.s^{-1}$ )
Calibração	I	0.77	0.87	0.72	0.62	-0.20	99.49/99.34	25.94/22.53
Validação	I	0.57	0.90	0.65	0.51	2.50	94.65/97.07	22.87/19.79
Calibração	II	0.44	0.68	0.56	0.13	3.00	90.18/93.00	29.96/21.53
Validação	II	0.75	0.86	0.67	0.46	0.30	88.56/88.87	24.24/19.05
Calibração	III	0.76	1.19	0.63	0.32	-1.00	84.43/83.56	22.90/16.96
Validação	III	0.87	1.19	0.83	0.61	0.50	81.11/81.53	27.15/19.72

#### Posto fluviométrico 46543000 - Fazenda Redenção (Sub-bacia 8)

A área de contribuição da sub-bacia 8 (Fazenda Redenção) é de aproximadamente 5150 km<sup>2</sup> e está inserida no rio de Ondas. Essa é das sub-bacias mais exploradas para fins de produção de grãos, 864 km<sup>2</sup> (1990), 1752 km<sup>2</sup> (2000) e

2632 km<sup>2</sup> (2015) e exclusivamente irrigada de aproximadamente 28 km<sup>2</sup> (1990), 158 km<sup>2</sup> (2000) e 328 km<sup>2</sup> (2015) – Figura 7.

Figura 7 – Áreas de classe de uso – rio de Ondas – estação Fazenda Redenção.



A etapa de validação dos Períodos I e III foram aquelas em que o desempenho do modelo obteve piores ajustes - confiabilidade do ajuste (fator-P) inferiores a 0.70, PBIAS  $\geq \pm 15$ , NS entre 0 e 0.50 (Figura 8, Tabela 6). As demais etapas a confiabilidades do ajuste (fator-P) e do grau de eficiência (fator-R) dos modelos calibrados para as incertezas foram satisfatórias,  $> 0,70$  e  $< 1,5$ , respectivamente, bem como os índices de desempenho (NS, PBIAS e R<sup>2</sup>).

Figura 8 – Vazões observadas e simuladas para o posto fluviométrico Fazenda Redenção, rio de Ondas (sub-bacia 8)

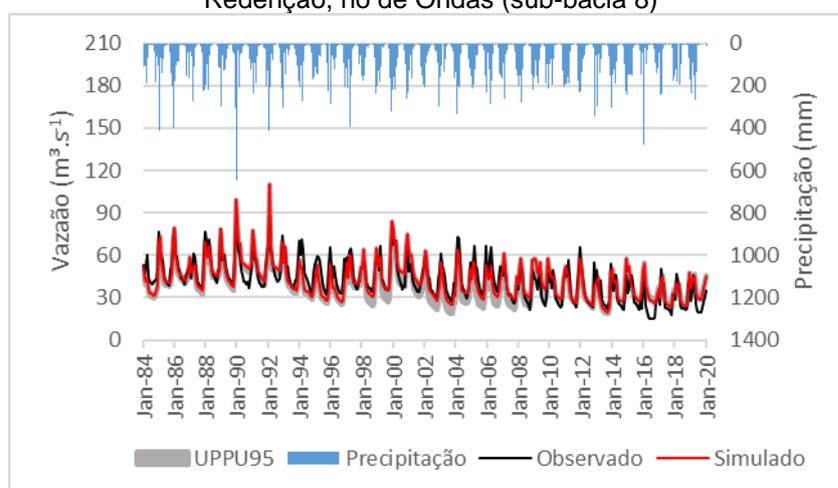


Tabela 6 – Estatísticas resumidas para avaliação do modelo do rio de Ondas – Fazenda Redenção.

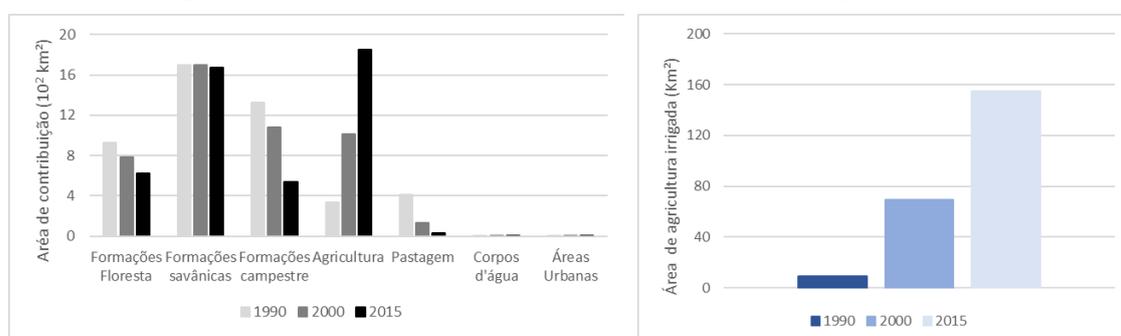
Etapa	Período	p-factor	r-factor	R <sup>2</sup>	NS	PBIAS (%)	Média Sim/Obs (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	DesvPad Sim/Obs (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )
Calibração	I	0.73	0.35	0.76	0.70	-0.30	51.49/51.35	13.29/11.74
Validação	I	0.28	0.00	0.71	0.13	16.70	39.64/47.58	8.35/10.46
Calibração	II	0.92	1.14	0.81	0.76	0.90	44.55/44.98	13.42/11.95
Validação	II	0.77	1.11	0.54	0.53	-0.60	40.99/40.75	9.37/11.00
Calibração	III	0.72	1.00	0.68	0.67	-1.70	35.07/34.48	9.54/10.71
Validação	III	0.22	0.67	0.66	0.37	-18.70	32.88/27.70	8.01/9.69

A partir do Período II os valores do PBIAS foram negativos, indicando que o modelo superestimou as vazões, nesse caso, especialmente as mínimas. A partir de 2000 e, principalmente, de 2008, torna-se frequente o modelo não simular adequadamente a magnitude das vazões mínimas e máximas, embora represente bem o comportamento sazonal, simulando bem inclusive o declínio progressivo das vazões.

### Posto fluviométrico 46415000 – Sítio Grande (sub-bacia 12)

A área de contribuição da sub-bacia 12 (Sítio Grande) é de aproximadamente 4700 km<sup>2</sup> e está inserida no rio Grande. Com área de produção de grãos de 334 km<sup>2</sup> (1990), 1009 km<sup>2</sup> (2000) e 1847 km<sup>2</sup> (2015) e área irrigada de cerca de 8.9 km<sup>2</sup> (1990), 69.4 km<sup>2</sup> (2000) e 154.7 km<sup>2</sup> (2015) – Figura 9.

Figura 9 – Áreas de classe de uso – rio de Grande – estação Sítio Grande.



A confiabilidade do ajuste (fator-P) e do grau de eficiência (fator-R) dos modelos calibrados para todos os períodos foram satisfatórios, fator-P > 0.70 e fator-R < 1.5 (Tabela 7). De modo geral, o desempenho do modelo para os três períodos foi bem classificado: R<sup>2</sup> e NS variando de satisfatório a muito bom e PBIAS de bom a muito bom. De modo geral, entre 1984 e 2004, 2010 e 2014, o modelo subestimou as vazões mínimas, havendo uma inversão deste comportamento a partir de 2019, quando o modelo começou a superestimá-las (Figura 10).

Figura 10 – Vazões observadas e simuladas para o posto fluviométrico Sítio Grande, rio Grande (sub-bacia 12)

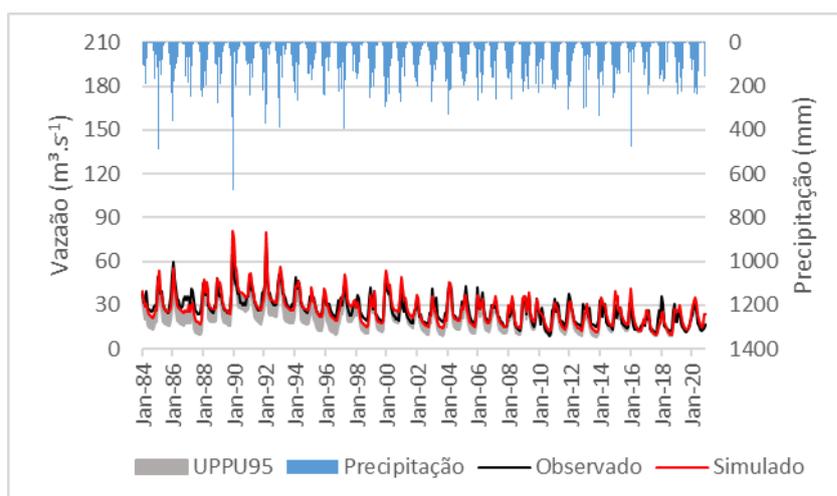


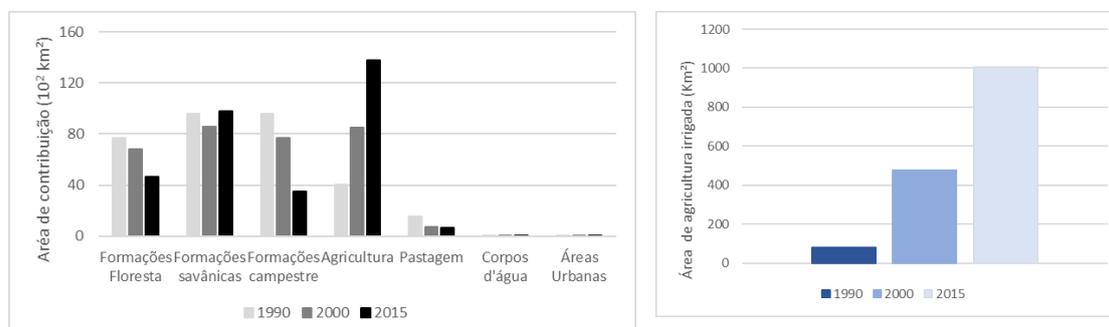
Tabela 7 – Estatísticas resumidas para avaliação do modelo do rio Grande – Sítio Grande.

Etapa	Período	p-factor	r-factor	R <sup>2</sup>	NS	PBIAS (%)	Média Sim/Obs (m <sup>3</sup> .s-1)	DesvPad Sim/Obs (m <sup>3</sup> .s-1)
Calibração	I	0.77	1.32	0.78	0.59	1.90	34.20/34.85	11.73/8.89
Validação	I	0.75	1.51	0.77	0.68	0.00	29.87/31.54	8.14/6.90
Calibração	II	0.77	0.91	0.77	0.67	1.30	25.99/26.33	9.20/7.84
Validação	II	0.88	0.84	0.87	0.87	0.90	24.20/24.41	7.41/7.64
Calibração	III	0.79	0.96	0.60	0.52	0.60	21.14/21.26	7.01/6.77
Validação	III	0.64	1.03	0.62	0.50	-5.50	19.34/18.33	7.14/6.53

### Posto fluviométrico 46610000 – São Sebastião (sub-Bacia 7)

A sub-bacia 7 é o ponto de convergência das sub-bacias 5, 6, 8, 9, 10, 11 e 12, localizada no rio Grande e possui área de contribuição de cerca de 32500 Km<sup>2</sup>, área de produção de grãos de 4000 km<sup>2</sup> (1990), 8534 km<sup>2</sup> (2000) e 13752 km<sup>2</sup> (2015) e irrigação de cerca de 82 km<sup>2</sup> (1990), 477 km<sup>2</sup> (2000) e 1004 km<sup>2</sup> (2015), Figura 11.

Figura 11 – Áreas de classe de uso – rio de Grande – estação São Sebastião.



A Figura 12 apresenta o hidrograma da vazão simulada e observada na sub-bacia 7. A confiabilidade do ajuste (fator-P) foi superior a 0.70 nas etapas de calibração (Período I e II), enquanto o grau de eficiência (fator-R) em todas as etapas dos três

períodos foi inferior a 1.5 (Tabela 8). De modo geral, o desempenho da modelagem ( $R^2$ , NS e PBIAS) variaram entre satisfatório e muito bom para as etapas de calibração e validação dos Períodos I e II, entretanto para ambas as etapas do Período III tais métricas foram classificadas como insatisfatórias, apresentando valor de NS inclusive negativo.

Figura 12 – Vazões observadas e simuladas para o posto fluviométrico São Sebastião – rio de Grande (sub-bacia 7)

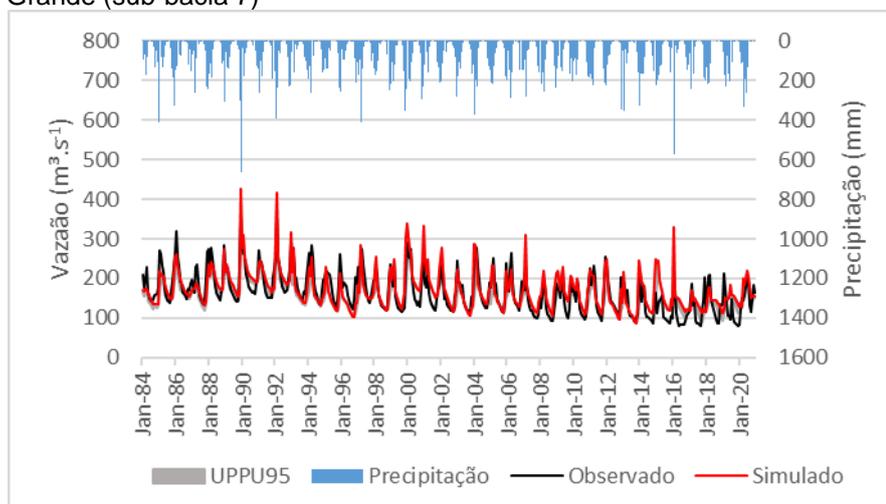


Tabela 8 – Estatísticas resumidas para avaliação do modelo do rio Grande – São Sebastião (sub-bacia 7).

Etapa	Período	p-factor	r-factor	$R^2$	NS	PBIAS (%)	Média Sim/Obs ( $m^3.s^{-1}$ )	DesPad Sim/Obs ( $m^3.s^{-1}$ )
Calibração	I	0.83	0.61	0.70	0.67	0.20	196.56/196.97	48.66/48.20
Validação	I	0.53	0.54	0.78	0.47	12.40	161.67/184.62	27.83/41.61
Calibração	II	0.71	0.93	0.80	0.64	-8.30	181.17/167.25	54.25/46.53
Validação	II	0.60	0.85	0.72	0.64	-7.70	165.30/153.42	38.85/42.15
Calibração	III	0.58	0.9	0.59	0.4	-10.3	153.99/139.59	42.84/41.89
Validação	III	0.39	0.98	0.21	-0.19	-16.8	148.28/126.96	33.87/41.05

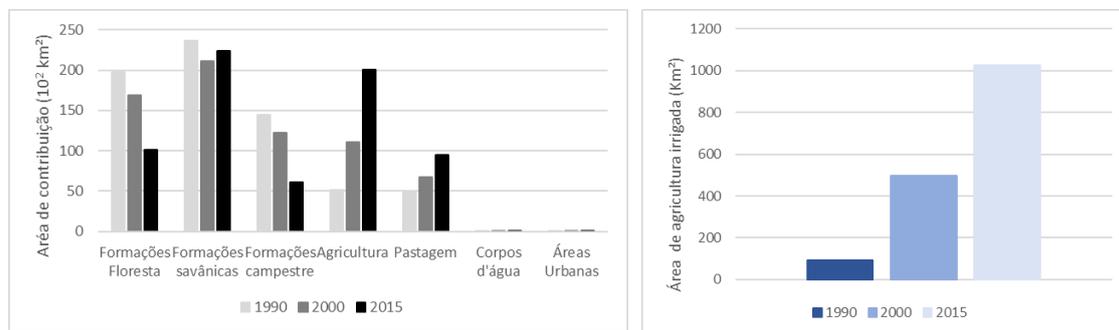
Assim como ocorreu na sub-bacia 8, embora em maiores proporções (valores PBIAS negativos), a partir do Período II o modelo superestimou as vazões, nesse caso, especialmente as mínimas. Nos inícios dos anos 2000 e, principalmente, após 2013, torna-se frequente o modelo não simular adequadamente a magnitude das vazões especialmente mínimas, embora represente bem o comportamento sazonal.

#### Posto fluviométrico 46902000 – Boqueirão (sub-Bacia 4)

A sub-bacia 4 localiza no rio Grande, após a confluência das águas advindas do rio Preto. Na sub-bacia 4 está a última estação fluviométrica e tem uma área de contribuição de cerca de 68100 Km<sup>2</sup>, área de produção de grãos de 5107 km<sup>2</sup> (1990),

11053 km<sup>2</sup> (2000) e 20064 km<sup>2</sup> (2015) e área irrigada de aproximadamente 94 km<sup>2</sup> (1990), 500 km<sup>2</sup> (2000) e 1025 km<sup>2</sup> (2015) – Figura 13.

Figura 13 – Áreas de classe de uso – rio de Grande – estação Boqueirão.



A confiabilidade do ajuste (fator-P) foi superior a 0.70 nas etapas de calibração (Período I e II), enquanto o grau de eficiência (fator-R) em todas as etapas dos três períodos foi inferior a 1.5 (Tabela 9). O R<sup>2</sup> somente foi classificado com satisfatório nas etapas do Período I, enquanto o NS foi insatisfatório para todas as etapas dos três períodos, com valores de NS negativo no Período III. De modo geral, o PBIAS dos Períodos I e II variou de satisfatório a bom e insatisfatório na calibração e validação do Período III, indicando assim a superestimação do modelo. A superestimação das vazões ocorreu ao longo de toda as etapas, exceto na validação do Período I. Observa-se ainda que desde o Período I o modelo superestimou as vazões mínimas, ampliando as diferenças a partir de 2000 e a partir de então passou a superestimar também as máximas.

Figura 14 – Vazões observadas e simuladas para o posto fluviométrico Boqueirão – rio de Grande (sub-bacia 4)

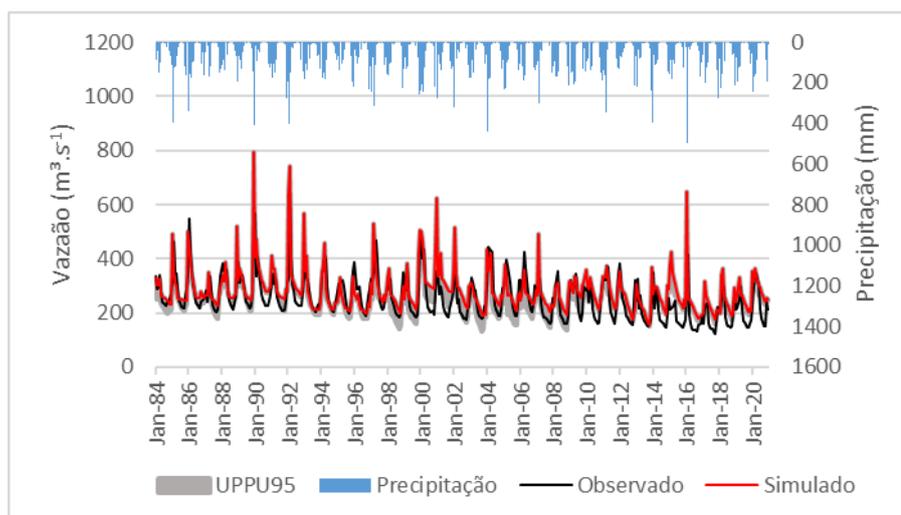


Tabela 9 – Estatísticas resumidas para avaliação do modelo do rio Grande – Boqueirão (sub-bacia 4).

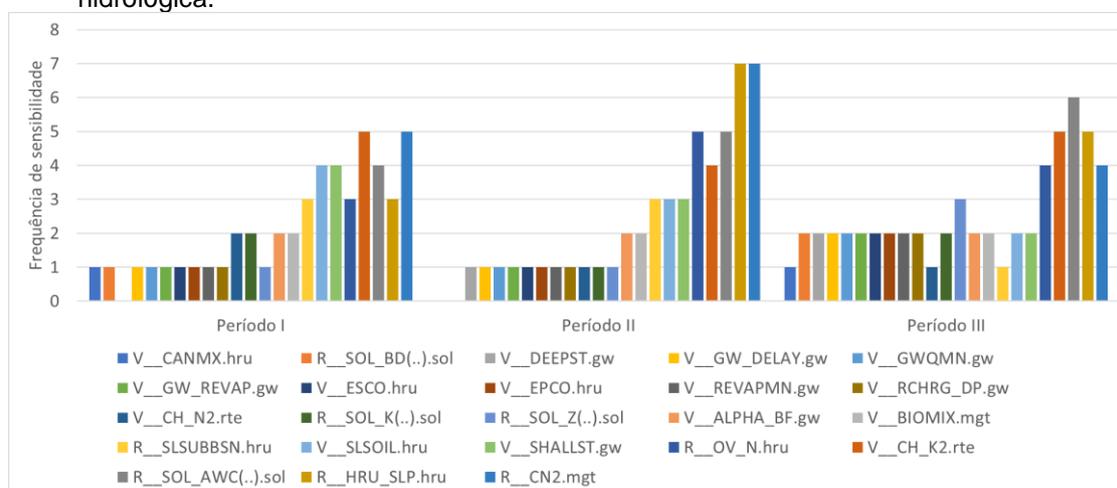
Etapa	Período	p-factor	r-factor	R <sup>2</sup>	NS	PBIAS (%)	Média Sim/Obs (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	DesPad Sim/Obs (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )
Calibração	I	0.73	0.83	0.59	0.25	-8.30	311.29/287.56	100.23/78.70
Validação	I	0.82	1.00	0.62	0.42	6.40	280.53/275.62	68.94/63.42
Calibração	II	0.70	0.87	0.52	0.17	-14.10	295.24/258.86	81.76/75.96
Validação	II	0.82	1.19	0.47	0.42	-5.50	271.24/257.04	50.23/67.32
Calibração	III	0.38	0.65	0.42	-0.03	-18.30	262.42/221.76	54.95/64.06
Validação	III	0.18	0.32	0.43	-0.91	-30.30	258.86/198.67	82.79/63.21

### 3.2 Análise de sensibilidade

Os resultados dos melhores ajustes dos 23 parâmetros por sub-bacia usados na calibração do modelo SWAT da BHRG constam no Apêndice C e a análise de sensibilidade no Apêndice D. A princípio, não foi identificado um padrão nas sub-bacias quanto aos parâmetros mais ou menos sensíveis, o que evidencia a heterogeneidade do comportamento às diferentes condições do particionamento das águas na área de estudo.

Na Figura 15 constam a número de vezes em que os parâmetros foram sensíveis (p-valor < 0.1, conforme SANTOS, 2015), por período, em todas as sub-bacias. Observa-se aumento do quantitativo de parâmetros sensíveis, com maior frequência aqueles relativos aos processos de recarga (ALFA\_BF, SHALLST), manejo de solo (BIOMIX), escoamento subsuperficial (SLSOIL), transporte de água no solo (SOL\_AWC), perda de água por transmissão (CH\_K2) e, principalmente, escoamento superficial (CN2, SLSUBBSN, OV\_N e HRU\_SLP), com destaque ao CN2, refletindo assim a sensibilidade da bacia ao uso e ocupação do solo e, portanto, na geração do escoamento superficial/vazões dos rios.

Figura 15 – Frequência de sensibilidade dos parâmetros usados na modelagem hidrológica.



Os valores ajustados dos parâmetros CN2 para todas as sub-bacias estão contidos no intervalo dos valores obtidos pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). Os valores ajustados da constante de recessão (ALFA\_BF) foram próximos aos valores estabelecidos por Vieira (2021), e todos inferiores a 0.1, o que caracteriza a resposta à recarga como muito lenta na área da BHRG. Em relação aos ajustes do tempo retardo do escoamento subterrâneo a maioria dos valores estão próximos aos determinados por Vieira (2021) e outros como, por exemplo, o obtido para sub-bacia 12 é mais próximo ao valor encontrado por Silva *et al.* (2023).

### **3.3 Efeitos do uso e ocupação do solo (LUCC) e das precipitações sobre os componentes hidrológicos na escala de bacia**

De modo geral, a calibração e validação do Período III para a maioria das sub-bacias, majoritariamente as internas, obtiveram valores do NS insatisfatórios, conforme Moriasi *et al.* (2015), apresentando valores muitas vezes valores negativos. É provável que os efeitos da não representação das magnitudes, especialmente das vazões mínimas das bacias internas, são decorrentes dos fenômenos de propagação dos efeitos das retiradas de águas das sub-bacias de montante. Contribui para isso também a hidrografia local, no qual diversas nascentes contribuem com vazões semelhantes para a calha principal do rio Grande, causando assim uma superposição dos efeitos das retiradas. Assim, embora as causas (alterações de uso e ocupação do solo e das precipitações e, mais recentemente, aumento da agricultura irrigada) ocorram nas bacias de nascentes, suas consequências são potencializadas nas bacias internas. Por isso, na avaliação dos efeitos do LUCC e da precipitação sobre os componentes hidrológicos na escala de bacia o Período III não foi considerado na análise.

Os valores médios da precipitação, escoamento superficial, evapotranspiração, percolação para o aquífero raso e para o profundo, rendimento de água, fluxo de base e evapotranspiração potencial desses experimentos são apresentados na Tabela 10.

Ao avaliar o efeito exclusivo da precipitação na percolação de água para o aquífero raso, a variação da precipitação de P1 para P2 sobre LUCC de 1990 passou de 156.5 mm para 119.9 mm, enquanto sobre o LUCC de 2000 variou de 168.6 mm para 129.9 mm, portanto em ambas as situações a percolação foi reduzida 23%. Ao avaliar o efeito exclusivo do uso e ocupação do solo, ou seja, mantendo a série de precipitação sobre diferentes LUCC (1990 e 2000), observou-se aumento de 8% da percolação de água para o aquífero raso. O efeito sinérgico destas duas variáveis, implicou na redução na percolação de água de 17% (de 156.5 mm – Experimento 1 – para 129.9 mm – Experimento 4) da percolação de água para o aquífero raso

Em relação ao fluxo de retorno, o efeito combinado das duas variáveis (precipitação e LUCC) promoveu alteração de 80.72 mm (Experimento 1) para 76.09 mm (Experimento 4), portanto, redução de 14% no fluxo de base.

O rendimento de água, a percolação para aquífero profundo e fluxo de retorno (fluxo lateral e de base) mostraram-se mais sensíveis aos efeitos da precipitação, entretanto, as alterações do LUCC combinadas com as alterações da precipitação intensificaram a redução destes componentes.

O escoamento superficial, diferentemente dos demais componentes hidrológicos, foi sensível tanto aos efeitos das precipitações quanto aos do LUCC. A mudança de precipitação promoveu uma redução de 7% (1.44 mm para 1.34 mm) sobre o LUCC de 1990 e 16% (1.24 mm para 1.04 mm) sobre o LUCC de 2000. Ao avaliar o efeito exclusivo do LUCC sobre o escoamento, na condição da série de chuva P1 observou redução de 14% (1.44 mm para 1.24) e na condição de P2 uma redução de 22% (1.34 mm para 1.04 mm), evidenciando assim a sensibilidade do escoamento superficial também ao LUCC. O efeito sinérgico do LUCC e precipitação na bacia do rio Grande acarretou a redução de 28% (1.44 mm para 1.04 mm) do escoamento superficial.

Tabela 10 – Componentes hidrológicos dos Experimentos realizados na bacia do rio Grande.

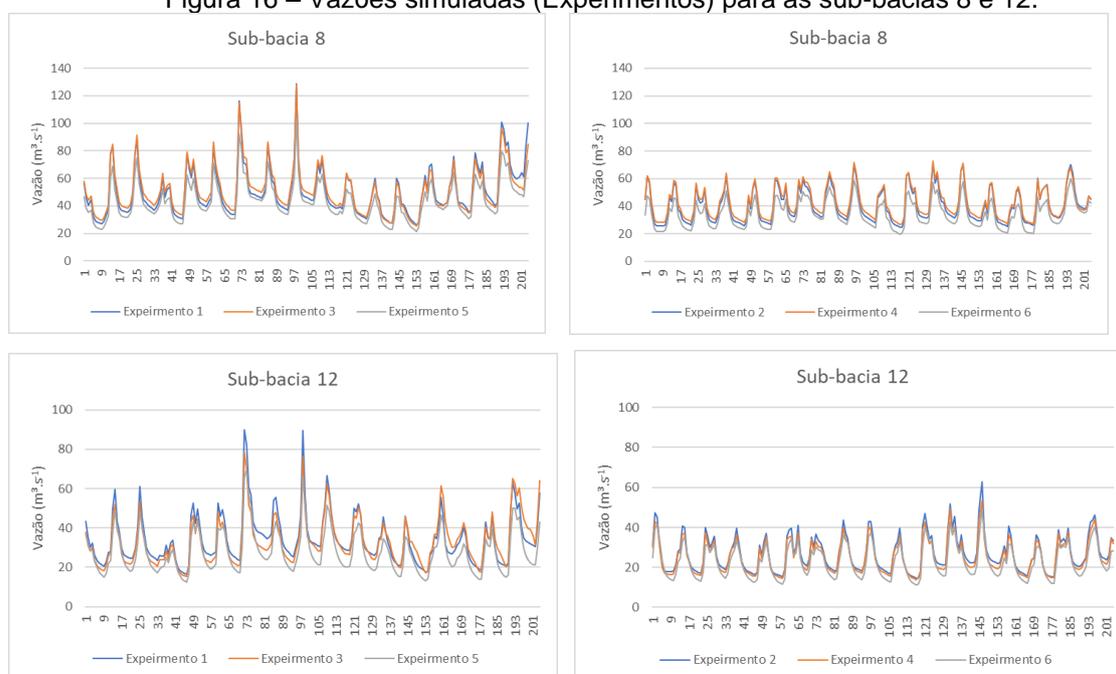
Comentes hidrológicos	Experimentos				Efeito da precipitação		Efeito do LUCC		Efeito sinérgico
	1	2	3	4	Mudança de Precipitação sobre LUCC 1990 (Exp2 e Exp1)	Mudança de Precipitação sobre LUCC 2000 (Exp4 e Exp3)	Mudança de LUCC para P (1981 - 2000) - (Exp3 e Exp1)	Mudança de LUCC para P (2001 - 2020) (Exp4 e Exp2)	Mudança total (Exp4 e Exp1)
Precipitação (mm)	1045.2	1034.1	1045.2	1034.1	-1%	-1%	0%	0%	-1%
Evaporação e transpiração (mm)	804.7	836.9	793.7	826.3	4%	4%	-1%	-1%	3%
Escoamento superficial (mm)	1.4	1.3	1.2	1.0	-7%	-16%	-14%	-22%	-28%
Percolação para aquífero raso (mm)	156.5	119.9	168.6	129.9	-23%	-23%	8%	8%	-17%
Rendimento de água (mm)	142.7	127.5	139.5	125.9	-11%	-10%	-2%	-1%	-12%
Percolação para aquífero profundo (mm)	60.6	49.7	59.0	48.8	-18%	-17%	-3%	-2%	-19%
Fluxo de retorno (mm)	80.7	76.5	79.3	76.1	-5%	-4%	-2%	0%	-6%
Evapotranspiração potencial (mm)	1951.5	2128.4	1951.5	2128.4	9%	9%	0%	0%	9%

### 3.4 Efeitos do uso e ocupação do solo (LUCC) e das precipitações sobre o escoamento superficial na escala de sub-bacia

Constam nessa sessão os resultados dos experimentos realizados na escala de sub-bacia. Em virtude da qualidade da modelagem e da quantidade de resultados gerados foram selecionadas para discussão as sub-bacias 8 e 12.

A Figura 16 apresenta as séries temporais dos experimentos realizados nas sub-bacia 8 (46543000 - Fazenda Redenção, rio de Ondas) e sub-bacia 12 (46415000 – Sítio Grande, rio Grande). Observa-se para as duas sub-bacias que a alteração de uso e ocupação do solo, em ambas as condições de precipitação, promoveu redução das vazões simuladas, sendo a série de precipitação determinante na magnitude das vazões tanto do período chuvoso quando do período seco, evidenciando a sensibilidade das contribuições do fluxo subterrâneas às chuvas recentes.

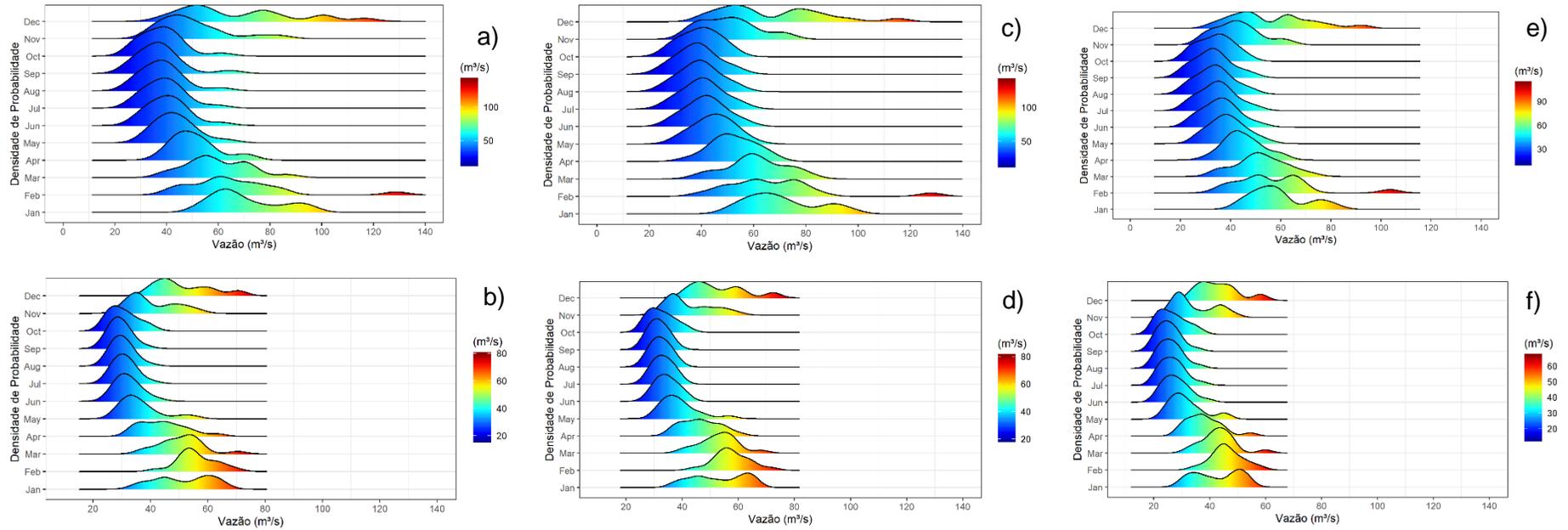
Figura 16 – Vazões simuladas (Experimentos) para as sub-bacias 8 e 12.



A Figura 17 apresenta as curvas de densidade de probabilidade para a sub-bacia 8. Ao avaliar o efeito de P1 sobre os três LUCCs, observa-se que as alterações de uso e ocupação foi mais sensível ao LUCC de 2015, quando as vazões máximas simuladas foram reduzidas de  $140 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (Experimento 1 e 3) para  $120 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (Experimento 5). Em relação as vazões de tempo seco – entre maio e outubro – o efeito do LUCC foi sobre a forma da distribuição da frequência, no qual o Experimento 1 (LUCC mais preservado) proporcionou maior amplitude de variação dos dados de vazão quando comparado ao Experimento 5 (LUCC drasticamente alterado). Análise semelhante ocorreu quando da comparação dos efeitos de P2 sobre os diferentes LUCC's.

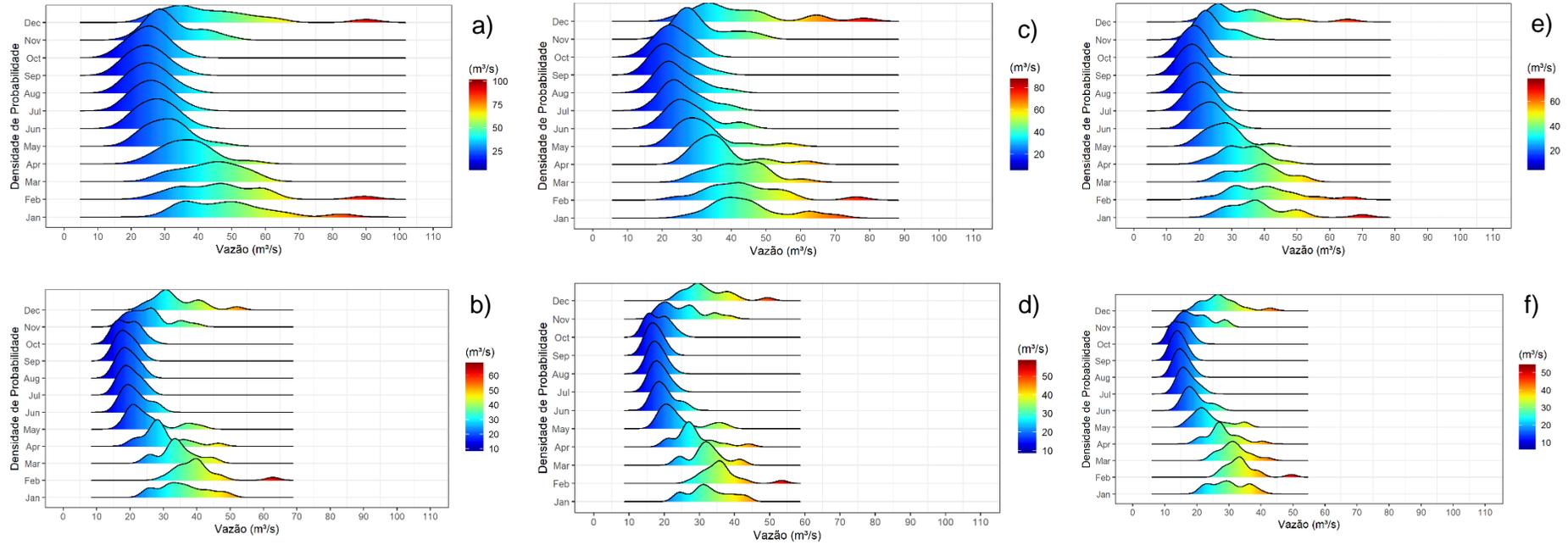
Adicionalmente, observa-se ainda o efeito de P1 em relação ao P2 quando avaliado sobre o mesmo LUC. Nessa análise, percebe-se alterações em todo o espectro do comportamento das vazões, com reduções drásticas das vazões mínimas, médias e máximas.

Figura 17 – Densidade de probabilidade das vazões simuladas dos experimentos na sub-bacia 8: a) Experimento 1; b) Experimento 2; c) Experimento 3; d) Experimento 4; e) Experimento 5; f) Experimento 6.



A Figura 18 apresenta as curvas de densidade de probabilidade para a sub-bacia 12. No caso da sub-bacia 12, diferente do observado na sub-bacia 8, as alterações de uso e ocupação em relação a P1 não foram igualmente sensíveis a LUCC, quando as vazões máximas registradas foram próximas a  $100 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  (Experimento 1) foram reduzidas para valores inferiores a  $90 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  (Experimento 3) e  $80 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  (Experimento 5).

Figura 18 – Densidade de probabilidade das vazões simuladas dos experimentos na sub-bacia 12: a) Experimento 1; b) Experimento 2; c) Experimento 3; d) Experimento 4; e) Experimento 5; f) Experimento 6.



O Tabela 11 apresenta os resultados do teste de normalidade aplicado aos dados de cada experimento para as sub-bacias 8 e 12. Os valores de p foram todos inferiores a 0.05. Logo, há evidências para rejeitarmos a hipótese  $H_0$  e, portanto, os dados não seguem a distribuição normal.

Tabela 11 – Teste de normalidade aplicado nas séries de vazões simuladas (experimentos) nas sub-bacias 8 e 12.

Sub-bacia	Experimento	Estatística	Valor
8	1	W	0.897
		p - valor	1.260E-10
	2	W	0.91964
		p - valor	4.190E-09
	3	W	0.91522
		p - valor	2.002E-09
	4	W	0.92555
		p - valor	1.170E-08
	5	W	0.93625
		p - valor	8.604E-08
	6	W	0.94885
		p - valor	1.179E-06
12	1	W	0.88685
		p - valor	2.90E-11
	2	W	0.92598
		p - valor	1.26E-08
	3	W	0.91932
		p - valor	3.97E-09
	4	W	0.92877
		p - valor	2.09E-08
	5	W	0.91211
		p - valor	1.21E-09
	6	W	0.94527
		p - valor	5.41E-07

Os resultados do teste Mann-Whitney das sub-bacias 8 e 12 constam na Tabela 12. Na sub-bacia 8, ao comparar o efeito das precipitações sobre o mesmo LUCC, verifica-se que as vazões simuladas dos Experimentos 1 e 2 não pertencem a mesma população, assim como dos Experimentos 3 e 4 e Experimentos 5 e 6. Portanto, o comportamento das séries de precipitação na BHRG foi determinante na mudança do comportamento das vazões.

Tabela 12 – Teste de hipótese aplicado nas séries de vazões simuladas (s) nas sub-bacias 8 e 12.

Variável	Experimentos	Sub-bacia 8		Sub-bacia 12	
		W	p-valor	W	p-valor
Precipitação	1 - 2	28346	2.47E-10	28812	1.82E-11
	3 - 4	27809	1.64E-10	29697	8.44E-14
	5 - 6	29292	1.06E-12	26417	2.49E-06

Variável	Experimentos	Sub-bacia 8		Sub-bacia 12	
		W	p-valor	W	p-valor
Uso e ocupação (P1)	1 - 3	19569	2.98E-01	21879	3.69E-01
	1 - 5	25614	5.47E-05	27972	1.80E-09
Uso e ocupação (P2)	2 - 4	18089	2.25E-02	23127	5.16E-02
	2 - 6	27094	1.31E-07	26283	4.29E-06
Efeitos sinérgicos	1 - 4	26562	1.36E-06	30589	2.20E-16
	1 - 6	33219	2.20E-16	32649	2.20E-16

Quando avaliado o efeito de P1 sobre os diferentes LUCCs da sub-bacia 8, observa-se que o LUCC 2000 (Experimento 3) pertence a mesma população do Experimento 1, entretanto, o LUCC 2015 (Experimento 5) não pertence a população do Experimento 1. Em relação ao P2, os LUCC 2000 (Experimento 4) e LUCC 2015 (Experimento 6) não pertencem a mesma população do LUCC 1990 (Experimento 2). Ao avaliar o efeito sinérgico do LUCC e da precipitação (Experimento 4 e Experimento 6) em relação ao Experimento 1, conclui-se que pertencem a populações distintas. No caso do LUCC drasticamente modificado e P2 (Experimento 6), houve uma maior diferença entre as vazões quando comparadas as do Experimento 1, sendo evidenciado pelo valor mais elevado do W (33219) e menor valor do p (2.20E-16).

A análise da sub-bacia 12 difere da sub-bacia 8, pois observou-se que os s 2 e 4 pertencem a mesma população e os efeitos sinérgicos tanto no LUCC moderadamente e drasticamente modificado potencializaram a diferença em relação ao Experimento 1, com valores de p inferiores a 2.3E-16.

Assim, em ambas as sub-bacias observa-se que as precipitações apresentam maiores efeitos no escoamento superficial em relação àqueles decorrentes das alterações do uso e ocupação do solo. No contexto de menores volumes precipitados (P2), as alterações do LUCC aumentam as reduções no escoamento e os efeitos concomitantes sobrepõe os efeitos isolados – confirmado pelo maior valor de W e menor valor de p (Experimento 1 em relação ao Experimento 6).

### 3.5 Discussão

A dinâmica do LUCC e as alterações da distribuição da precipitação na bacia do rio Grande não foram uniformes (Figuras 10 do Cap.2 e Figura 3 do Cap.3) entre as décadas de 1980 a 2020. A substituição da vegetação nativa por áreas agrícolas foi iniciada nas áreas do extremo oeste da BHRG ainda no início da década de noventa, de modo desigual. Exemplo dessa desigualdade são a ausência de agricultura irrigada nas sub-bacia 1 (rio Sapão), a diminuição da área irrigada nas sub-bacias 2 (rio Preto) e 10 (rio São Desidério) (Apêndices E e F), enquanto nas demais sub-bacias a oeste a área de agricultura irrigada cresceu quase que exponencialmente a partir de 2010.

A dinâmica das alterações do uso e ocupação do solo trás desafios na modelagem hidrológica usando modelos semi-distribuídos, uma vez estes simulam o comportamento da bacia com um mapa de uso e ocupação estático. Adiciona-se a esse contexto quando da simulação de grandes bacias em que as sub-bacias têm taxas de mudança do LUCO diferenciadas. Dessa forma, a escolha do mapa de uso e ocupação que represente aquele período a ser simulado pode ser diferente para cada sub-bacia.

Importante destacar que o aumento da área irrigada não implica necessariamente em supressão de vegetação nativa, podendo ser uma alteração da área de sequeiro para agricultura irrigada. Independente disso, o incremento de área irrigada associada as alterações da distribuição e magnitudes das chuvas acarretaram o incremento das retiradas de água.

Desse modo, cabe destaque as principais simplificações contidas na modelagem chuva vazão usando o SWAT do presente estudo: 1) o mapa de uso e ocupação do solo do mesmo ano para toda bacia para cada um dos 3 períodos simulados; 2) as áreas de agricultura irrigada foram incorporadas como de sequeiro, e, portanto, não foram incluídos o calendário das safras dos dois principais cultivos – soja, milho e algodão – as condições de manejo do solo e as captações superficiais (retiradas) para irrigação; e 3) Devido à ausência de dados climatológicos, foram utilizados os dados de reanálise, repetindo as séries referente do período 2001 a 2010 para o período 2011 a 2020 uma vez que os dados de reanálise disponíveis são para até 2014 e os dados das estações meteorológicas disponíveis apresentam falhas superiores a 30%, impossibilitando assim seu uso.

A limitação 2, especialmente no que tange a não inclusão das vazões retiradas, pode ser o principal fator da qualidade dos resultados da modelagem do presente estudo. Isso fica evidenciado, por exemplo, ao compararmos a média das diferenças entre as vazões simuladas e observadas no Período III na sub-bacia 4 (Boqueirão), cujo valor foi de  $49.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , com as vazões superficiais outorgadas – aproximadamente  $96,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  (INEMA, 2022). Por outro lado, a vazão total captada na BHRG foi estimada em cerca de  $37,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , embora não se pode descartar a hipótese de que em alguns anos e meses específicos, as retiradas possam ser maiores, uma vez que as outorgas cadastradas permitem retiradas maiores. Ressalta que cerca de 96% das captações são para atendimento da agricultura irrigada (CBHSF, 2021).

Destaca-se ainda que as captações no período 2010 a 2020 foram intensificadas, pois esta foi a década de condições meteorológicas secas em toda a bacia do rio São Francisco (PAREDES-TREJO et al., 2021; FREITAS et al., 2022). Essa condição implicou na expansão da agricultura irrigada e, conseqüentemente, as retiradas de água passaram também a ocorrer no período chuvoso de modo a suprir a demanda das culturas. Pimenta et al. (2021)

observaram uma taxa de expansão da irrigação após 2011 de cerca de três vezes superior a taxa antes de 2010 em toda a área do SAU do oeste baiano.

Essa condição explica os resultados da modelagem obtidos no Período II nas sub-bacias internas e para quase todas as sub-bacias no Período III, quando o modelo conseguiu representar bem o comportamento sazonal das vazões, mas superestimou-as evidenciando assim a ausência na modelagem das retiradas de água para suprir as demandas das culturas irrigadas. Destaca-se que as consequências foram observadas majoritariamente nas bacias de jusante devido aos efeitos de superposição das retiradas de montante e propagação destas retiradas, uma vez que o rio principal possui diversas importantes nascentes, o que implicou na redução da qualidade da modelagem destas sub-bacias. Podem corroborar com os resultados do Período III os valores de entrada do modelo SWAT dos dados climatológicos deste período, que por ausência de dados de 2014 a 2020, foi necessário utilizar daqueles referentes ao Período II.

Ressalta que os resultados das análises de desempenho obtidos PBHGrande (2022) e CBHSF (2021) não podem ser comparados com os resultados da presente pesquisa, pois em ambos os estudos se utilizou de outro modelo hidrológico, com dados climatológicos e mapa de uso e ocupação distintos. Nesses as simulações chuva x vazão foram realizadas com Modelo de Grandes Bacias MGB-IPH (COLLISCHONN, 2001). As principais diferenças metodológicas entre esses dois estudos consistiram na série de clima e no mapa de uso e ocupação utilizados nas simulações, não sendo realizadas as etapas de validação do modelo, apenas a calibração. A modelagem que subsidiou Plano usou o mapa de uso e ocupação de 1998 e a série climatológica referente ao período de 1990 a 2010, enquanto o relatório do CBHSF utilizou o mapa de 2010 e o período climatológico de 2004-2020.

A superestimação das vazões simuladas na BHRG para a última década foi também observada por Silva *et al.* (2023), Eger *et al.* (2021), CBHSF (2021) e Goncalves *et al.* (2020). Silva *et al.* (2023) usando o mapa de solo de 2015 e os dados climatológicos de 2006 a 2015 modelou a sub-bacia 12 usando o SWAT e observaram superestimação das vazões em todo este período. Eger *et al.* (2021) para essa mesma área, mapa de uso de 2020 e os dados climatológicos de 2011 a 2019 observaram superestimação das vazões entre 2011 e 2016 e subestimação no período restante. Ressalta ainda que os resultados da presente pesquisa para a sub-bacia 12 apresentaram resultados semelhantes em relação ao PBIAS, NS e R<sup>2</sup> quando comparados a esses dois estudos. Superestimações das vazões também foram observadas no período de 2010 a 2020 nas simulações CBHSF (2021) sendo observado que as diferenças entre as vazões de referência Q<sub>90</sub> e Q<sub>95</sub> do simulado para o observado eram similares às demandas hídricas superficiais a montante de alguns locais e no exutório das bacias. Isso implica que as projeções das demandas apresentados por CBHSF (2021) têm potencial para agravar ainda mais a redução das vazões.

Goncalves *et al.* (2020) comparou para o período de 2002 a 2014 as mudanças do armazenamento de água derivadas dos dados da missão GRACE (*Gravity Recovery and Climate Experiment*) com aquelas de um balanço hidrológico independente de todo SAU usando medições *in-situ* (vazão), precipitação e evapotranspiração estimadas por satélite. Tais autores observaram tendências de precipitação e evapotranspiração não foram significativas e forte tendência negativa no armazenamento total de água (taxa de  $6,5 \pm 2,6$  mm.ano<sup>-1</sup>) e afirmam que tal redução seja consequência da superexploração das águas para agricultura irrigada.

No caso específico da sub-bacia 10, em que os resultados das métricas estatísticas apresentam piores desempenhos nos três períodos pode estar associado a presença do Sistema Aquífero Cárstico Bambuí – o modelo SWAT não representa bem esse tipo de estrutura (JAKADA e CHEN, 2020; MALAGÒ *et al.*, 2016; ZHOU *et al.*, 2022). Os resultados dos estudos do PBHGrande (2022) e CBHSF (2021) para essa sub-bacia foram também os menos satisfatórios quando comparados as outras sub-bacias.

Ao analisar os efeitos dos diferentes LUCCs na escala de sub-bacia sobre o escoamento superficial verificou-se que o desmatamento não implicou no aumento de vazão, como observado em estudos de outras regiões (GYAMFI *et al.*, 2016; MENGISTU *et al.*, 2018; NIRAULA *et al.*, 2015; WOLDESENBET *et al.*, 2017; GASHAW *et al.*, 2018). Os resultados do presente estudo na BHRG corroboram com os achados de Salmona *et al.* (2023) e Silva *et al.* (2021) os quais observaram redução das vazões superficiais devido à expansão das terras agrícolas. Salmona *et al.* (2023) acrescentam que a mudança agrícola, e não a mudança climática, pode ser o principal fator para as tendências descendentes de vazões na região oeste da Bahia. Embora os resultados da presente pesquisa parecem divergir inicialmente com essa afirmativa de Salmona *et al.* (2023), para o contexto de mudanças abrupta do uso e ocupação do solo, intensificação da agricultura irrigada e mudanças climática o escoamento superficial na BHRG torna-se mais sensível ao LUCC.

Uma comparação das variações no escoamento superficial sob os três cenários de mudança LUCC mostra que a BHRG está sob influência do regime de fluxo mais lento, o que resulta na conversão de chuva em volume infiltrado. As reduções no escoamento superficial estão associadas as altas taxas de infiltração mesmo nas áreas de cultivo (EGER *et al.*, 2021; Dionizio e Costa 2019), as baixas declividades (Figura 2) e as dimensões do Sistema Aquífero Urucuia (EGER *et al.*, 2021; GONÇALVES *et al.*, 2020), que possibilitam que mesmo nas condições de LUCC drasticamente alterado (LUCC 2015) parte expressiva das chuvas seja ainda infiltrada reduzindo assim os volumes escoados. Eger *et al.* (2021) afirmam que embora nas áreas de recarga efetiva do SAU dos solos cultivados apresentam taxas de infiltração estáveis significativamente inferiores às áreas de Cerrado, sua capacidade de infiltração ainda é superior à disponibilidade hídrica (por precipitação) e não influencia na recarga do aquífero.

## 4 CONCLUSÃO

A incorporação das estimativas de precipitação do CHIRPS no modelo SWAT mostrou-se satisfatória em relação às vazões da bacia hidrográfica do rio Grande (BHRG). A calibração multi-sítio sequencial proporcionou contemplar a variabilidade espacial em relação aos 23 parâmetros utilizados na modelagem.

O modelo SWAT representou bem o comportamento das vazões para os três períodos modelados. Entretanto, a partir dos anos 2010 foi frequente o modelo não simular adequadamente a magnitude das vazões (mínimas, médias e máximas), embora tenha representado bem o comportamento sazonal, simulando bem inclusive seu declínio progressivo. É provável que a qualidade da modelagem desse período seja decorrente do aumento da área irrigada e, conseqüentemente, das retiradas de água superficial, as quais não foram contempladas no presente estudo.

De modo geral o modelo SWAT conseguiu obter bons desempenhos nas sub-bacias de montante – principais áreas de alteração do uso e ocupação do solo – entretanto, nas bacias internas, devido aos efeitos da propagação e superposição das retidas a montante, tiveram seus resultados de desempenho não tão satisfatórios quanto as sub-bacias internas (nascentes). Embora as principais áreas alteradas sejam as nascentes, os impactos mais expressivos foram observados nas bacias de jusante, especialmente na foz, quando o modelo não representou bem todo o espectro das vazões observadas, especialmente no período mais recente. O uso e ocupação do solo a partir de 2010 nas áreas de nascentes (sub-bacias de montante) promoveram alterações em todo o espectro das vazões simuladas, evidenciando o ponto crítico do uso e ocupação do solo, a partir do qual a resposta da bacia foi alterada em relação ao comportamento anterior a este ano.

Os LUCCs de 1990 e 2000, na escala de bacia, mostrou que a percolação para o aquífero raso e profundo foram sensíveis quase que exclusivamente às precipitações, com reduções de cerca de 23% do total percolado quando comparado às precipitações ocorridas entre dois períodos avaliados (1981 a 2000 e 2001 a 2000). Em relação ao escoamento superficial, este apresentou-se sensível tanto ao uso e ocupação do solo quanto as precipitações e os efeitos sinérgicos destas duas variáveis promoveram redução de 28% do escoamento superficial.

## 5 REFERÊNCIAS

- ABBASPOUR, K.C. Et al. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *Journal of Hydrology*, Volume 524, 2015, Pages 733-752, ISSN 0022-1694. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.027>.
- ABBASPOUR, K.C. JOHNSON, C.A. VAN GENUCHTEN, M.T. Estimating Uncertain Flow and Transport Parameters Using a Sequential Uncertainty Fitting Procedure. *Vadose Zone Journal*, 3: 1340-1352, 2004. <https://doi.org/10.2136/vzj2004.1340>

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. ATLAS ÁGUAS: segurança hídrica do abastecimento urbano. – Brasília: ANA, 2021a 332 p.: il. ISBN: 978-65-88101-19-3.

AMORIM, Jhones da Silva. Et al. Quantifying the climate change-driven impacts on the hydrology of a data-scarce watershed located in the Brazilian Tropical Savanna. *Hydrological Processes*, 36 /7, e 14638. 2022. <https://doi.org/10.1002/hyp.14638>.

ARNOLD, J. G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R. S.; WILLIAMS, J. Large area hydrologic modeling and assessment: Part I - model development. *Journal of American Water Resources Association*, v. 34, n. 1, p. 73-90, 1998. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>.

ARNOLD, J.G.; MORIASI, D.N.; GASSMAN, P.W.; ABBASPOUR, K.C.; WHITE, M.J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R.D.; VAN GRIENSVEN, A.; VAN LIEW, M.W.; KANNAN, N.; JHA, M.K. SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. *American Society of Agricultural and Biological Engineers. Transactions of the ASABE*, v.55, n.4, p.1491-1508, 2012. <https://doi.org/10.13031/2013.42256>.

ARNOLD, J.G. FOHRER, N. SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *HYDROLOGICAL PROCESSES*, 19: 563-572, 2005. <https://doi.org/10.1002/hyp.5611>.

BARBOSA, Natanael da Silva. Et al. Modelo hidrogeológico conceitual do Sistema Aquífero Urucuia centro-ocidental, Brasil. *Águas Subterrâneas*, v. 31, n. 1, p. 1-19, 2017. <http://doi.org/10.14295/ras.v31i1.28524>.

BRYANT, R.B. GBUREK, W.J. VEITH, T.L. HIVELEY, W.D. Perspectives on the potential for hydrogeology to improve watershed modeling of phosphorus loss, *Geoderma*, Volume 131, Issues 3–4, 2006, Pages 299-307, ISSN 0016-7061. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.03.011>.

BUNN, S. E. ARTHINGTON, A. H. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environmental Management* 30, 492–507 (2002). <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0>.

CBHSF – Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Relatório 4: Estimativa das vazões afluentes das bacias do rio Carinhanha, rio Corrente e rio Grande para o lago de Sobradinho e dos volumes explorados dos diversos mananciais. Revisão 01 - Dezembro/2021. Disponível em: [https://siga.cbhsaofrancisco.org.br/relatorio\\_de\\_projeto.html?id=113#produtos-entregas](https://siga.cbhsaofrancisco.org.br/relatorio_de_projeto.html?id=113#produtos-entregas). Acessado em 20 de janeiro de 2023.

CHRISTENSEN, J.H. Et al. Regional Climate Projections. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Chapter 11, Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller /eds.]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007

DEFRIES, R. ESHLEMAN, K.N. Land-use change and hydrologic processes: a major focus for the future. *Processos Hidrológicos*, 18: 2183-2186. <https://doi.org/10.1002/hyp.5584>

EGER, Glauco Z.S. Et. Al. Recharge assessment in the context of expanding agricultural activity: Urucuia Aquifer System, western State of Bahia, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, Volume 112, Part 1, 2021, 103601, ISSN 0895-9811. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103601>.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. *Land & Water*. Available at: *Soil and Water Assessment Tool /SWAT*. 2021. Acessado em 23 de Janeiro de 2023.

FERRAZ, Lorena Lima. Et al. Calibration and validation of the SWAT model for hydrological simulation in a basin in Western Bahia. *Revista Ibero-americana de Ciências Ambientais*, v. 12, p. 1, 2021. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, v.12, n.1, p.276-285, 2021.DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.001.0023>.

FERREIRA, Amanda do Nascimento. Et al. Evaluation of Evapotranspiration in Brazilian Cerrado Biome Simulated with the SWAT Model. *Water*, 13, 2037. 2021. <https://doi.org/10.3390/w13152037>

Foley, J.A. Et al. Global Consequences of Land Use. *Science*, 309, 570–57, 2005. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>

FONSECA, Cláudia Adriana Bueno. Et al. Investigating Relationships between Runoff–Erosion Processes and Land Use and Land Cover Using Remote Sensing Multiple Gridded Datasets. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.* 2022, 11, 272. <https://doi.org/10.3390/ijgi11050272>.

FREITAS, Aline A. DRUMOND, Anita. Et al. Drought Assessment in São Francisco River Basin, Brazil: Characterization through SPI and Associated Anomalous Climate Patterns. *Atmosphere* 2022, 13, 41. <https://doi.org/10.3390/atmos13010041>.

GASHAW, Temesgen. TULU, Taffa. ARGAW, Mekuria. WORQLUL, Abeyou W. Modeling the hydrological impacts of land use/land cover changes in the Andassa watershed, Blue Nile Basin, Ethiopia. *Science of The Total Environment*, Volumes 619–620, 2018, Pages 1394-1408, ISSN 0048-9697. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.191>.

GENZ, Fernando. TANAJURA, Clemente Augusto Souza. DE ARAÚJO, Heráclio Alves. Impacto das mudanças climáticas nas vazões dos rios Pojuca, Paraguaçu e Grande – cenários de 2070 a 2100. *Bahia análise & dados*, Salvador, v. 21, n. 24, p.807-823, out./dez. 2011. INSS 0103 8117.

GONÇALVES, Roger D., STOLLBERG, Reiner. WEISS, Holger. CHANG, Hung K. Using GRACE to quantify the depletion of terrestrial water storage in Northeastern Brazil: The Urucuia Aquifer System. *Science of The Total Environment*, Volume 705, 2020, 135845, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135845>.

GYAMFI, Charles. NDAMBUKI, Julius M. SALIM, Ramadhan W. Hydrological Responses to Land Use/Cover Changes in the Olifants Basin, South Africa. *Water* 2016, 8, 588. <https://doi.org/10.3390/w8120588>.

GUPTA, Hoshin Vijai. SOROOSHIAN, Soroosh. YAPO, Patrice Ogou. Status of automatic calibration for hydrologic models: comparison with multilevel expert calibration. *J. Hydrol. Eng.* 4 (2), 135–143. 1999. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(1999\)4:2\(135\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(1999)4:2(135)).

HUBER, A. IROUMÉ A. Variability of annual rainfall partitioning for different sites and forest covers in Chile. *Journal of Hydrology*, Volume 248, Issues 1–4, 2001, Pages 78-92, ISSN 0022-1694. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00394-8](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00394-8).

JAKADA, Hamza. Chen, Zhihua. An approach to runoff modelling in small karst watersheds using the SWAT model. *Arabian Journal of Geosciences* 13, 318 (2020) <https://doi.org/10.1007/s12517-020-05291-0>.

JUNQUEIRA, R. Et al. Hydrological Retrospective and Historical Drought Analysis in a Brazilian Savanna Basin. *Water* 2022, 14, 2178. <https://doi.org/10.3390/w14142178>

KRYSAANOVA, Valentina. Et al. Modelling climate and land use change impacts with SWIM: lessons learnt from multiple applications. *Hydrological Sciences Journal - Journal des Sciences Hydrologiques*. 2014. pp. 125-136. <http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2014.925560>.

KAZEMZADEH, Majid. MALEKIAN, ARASH. NOORI, Zahra. Variability and normality analysis of streamflow over a 51-year period (case study: western and northwestern Iran). *Sustain. Water Resour. Manag.* 8, 176 (2022). <https://doi-org.ez428.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s40899-022-00758-2>.

INEMA. Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Bahia. Plano de Recursos Hídricos e Enquadramento dos Corpos de Água da RPGA do Rio Grande: Intervenções / Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. – Salvador, 2022. 104 p. :il. color. (Produto final 01 PF-01). Disponível em <http://www.inema.ba.gov.br/plano-da-bacia-do-rio-grande/> acessado em: 15/06/2023.

LIMA, Jorge Enoch Furquim Werneck. SILVA, Euzébio Medrado. STRAUCH, Michael. LORZ, Carsten. DESENVOLVIMENTO de base de dados de solos para a aplicação do modelo SWAT em bacia do bioma cerrado. In. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos - 2013/ ISSN 2318-0358. Bento Gonçalves, RS, Brasil.

LIN, Bingqing. Et al. Analyses of landuse change impacts on catchment runoff using different time indicators based on SWAT model. *Ecological Indicators*, Volume 58, 2015, Pages 55-63, ISSN 1470-160X, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.031>.

MALAGÒ, Anna. EFSTATHIOU, Dionissios. Et al. Regional scale hydrologic modeling of a karst-dominant geomorphology: The case study of the Island of Crete, *Journal of Hydrology*, Volume 540, 2016, Pages 64-81, ISSN 0022-1694, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.05.061>.

MAPES, Kerry L. PRICOPE, Narcisa G. Evaluating SWAT Model Performance for Runoff, Percolation, and Sediment Loss Estimation in Low-Gradient Watersheds of the Atlantic Coastal Plain. *Hydrology* 2020, 7, 21. <https://doi.org/10.3390/hydrology7020021>.

Martínez-Retureta, R.; Aguayo, M.; Stehr, A.; Sauvage, S.; Echeverría, C.; Sánchez-Pérez, J.-M. Effect of Land Use/Cover Change on the Hydrological Response of a Southern Center Basin of Chile. *Water* 2020, 12, 302. <https://doi.org/10.3390/w12010302>

MENG, F. Et al. An Alternative Approach to Overcome the Limitation of HRUs in Analyzing Hydrological Processes Based on Land Use/Cover Change. *Water* 2018, 10, 434. <https://doi.org/10.3390/w10040434>.

MENGISTU, Tarekegn Dejen. Et al. Impacts and Implications of Land Use Land Cover Dynamics on Groundwater Recharge and Surface Runoff in East African Watershed. *Water* 2022, 14, 2068. <https://doi.org/10.3390/w14132068>.

MORIASI, D. N.; GITAU, M. W.; PAI, N.; DAGGUPATI, P. /2015 Hydrologic and water quality models: Performance measures and evaluation criteria. *Trans. ASABE*, v.58, n.6, p.1763-1785. DOI: <https://doi.org/10.13031/trans.58.10715>.

NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models: Part 1. A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, Volume 10, Issue 3, 1970, Pages 282-290, ISSN 0022-1694. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6).

NEITSCH, S. L; ARNOLD, J. G; WILLIAMS, J. R. Soil and water assessment tool. Input/output file documentation: Version. Temple: Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station, EUA. 530p., 2005.

NEITSCH, S.L. Et al. Soil and Water Assessment Tool. Theoretical Documentation. Version 2005, USDA-ARS, Temple, TX, USA. 494 pp.

NEITSCH, S.L., ARNOLD, J.G., KINIRY, J.R., WILLIAMS GRASSLAND, J.R., SOIL AND WATER RESEARCH LABORATORY. Soil and Water Assessment Tool theoretical Documentation Version 2009. Agricultural Research Service Blackland Research Center – Texas Agrilife Research. Texas A&M University System, 2011.

NIE, Wenming. Et al. Assessing impacts of Landuse and Landcover changes on hydrology for the upper San Pedro watershed. *Journal of Hydrology*, Volume 407, Issues 1–4, 2011, Pages 105-114, ISSN 0022-1694, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.07.012>.

NIRAULA, Rewati. MEIXNER, Thomas. NORMAN, Laura M. Determining the importance of model calibration for forecasting absolute/relative changes in streamflow from LUCC and climate changes. *Journal of Hydrology*, Volume 522, 2015, Pages 439-451, ISSN 0022-1694, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.01.007>.

NKIAKA, E. NAWAZ, N.R. LOVETT, J.C. Effect of single and multi-site calibration techniques on hydrological model performance, parameter estimation and predictive uncertainty: a case study in the Logone catchment. *Lake Chad basin. Stoch Environ Res Risk Assess* 32, 1665–1682, 2018. <https://doi.org/10.1007/s00477-017-1466-0>.

NOBRE, Carlos Afonso. BORMA, Laura De Simone. 'Tipping points' for the Amazon forest, *Current Opinion in Environmental Sustainability*. Volume 1, Issue 1, 2009, Pages 28-36, ISSN 1877-3435. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2009.07.003>.

PAREDES-TREJO, Franklin. BARBOSA, Humberto Alves. Et al. Drought Assessment in the São Francisco River Basin Using Satellite-Based and Ground-Based Indices. *Remote Sens*. 2021, 13, 3921. <https://doi.org/10.3390/rs13193921>.

Poff, N. L. ALLAN, J. D. Et al. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*. v. 47, n. 11, p. 769–784, 1997.

RÁPALO, Luis Miguel Castillo. Et al. Effects of land-use and -cover changes on streamflow regime in the Brazilian Savannah, *Journal of Hydrology: Regional Studies*, Volume 38, 2021, 100934, ISSN 2214-5818. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100934>.

RIGBY, Alexander M.F. BUTCHER, Peter W.S. RITSOS, Panagiotis D. PATIL, Sopan D. LUCST: A novel toolkit for Land Use Land Cover change assessment in SWAT+ to support flood management decisions, *Environmental Modelling & Software*, Volume 156, 2022, 105469, ISSN 1364-8152. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2022.105469>.

RODRIGUES, Jéssica A. M. Et al. Climate change impacts under representative concentration pathway scenarios on streamflow and droughts of basins in the Brazilian Cerrado biome. *International Journal of Climatology*, Volume 40, Issue 5, 2019. <https://doi.org/10.1002/joc.6347>

SALMONA, Yuri Botelho. ET AL. A Worrying Future for River Flows in the Brazilian Cerrado Provoked by Land Use and Climate Changes. *Sustainability* 2023, 15, 4251. <https://doi.org/10.3390/su15054251>.

SANTOS, J. Y. G. **Análise espaço-temporal de processos hidrossedimentológicos na Bacia do Rio Tapacurá (Pernambuco, Brasil)**. 2015. 205f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

SILVA, Andréa Leme. Et al. Water Appropriation on the Agricultural Frontier in Western Bahia and Its Contribution to Streamflow Reduction: Revisiting the Debate in the Brazilian Cerrado. *Water* 2021, 13, 1054. <https://doi.org/10.3390/w13081054>.

SILVA, Lorena Souza. Et. Al. Assessment of changes in land use and occupation on the hydrological regime of a basin in the west of Bahia. *Journal of South American Earth Sciences*, Volume 123, 2023, 104218, ISSN 0895-9811. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2023.104218>.

SILVA, Richarde Marques. Et al. Hydrological simulation in a tropical humid basin in the Cerrado biome using the SWAT model. *Hydrology Research*, 49 /3: 908–923. 2018. <https://doi.org/10.2166/nh.2018.222>.

SILVA, Samara F. Araújo, Diego C. et al. avaliação da entrada de precipitação na calibração da modelagem chuva x vazão usando o SWAT. In.: XVI Simpósio de Recursos hídricos do Nordeste 15º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Portuguesa. 2022. Caruaru – Pe.

SIQUEIRA, Paula Prado. Et al. Effects of climate and land cover changes on water availability in a Brazilian Cerrado basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, Volume 37, 2021, 100931, ISSN 2214-5818; <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100931>.

SLOAN, P.G.; MORRE, I.D.; COLTHARP, G.B.; EIGEL, J.D. Modeling surface and subsurface storm flow on steeply-sloping forest watersheds. *Water Resources Inst. Report 142*. Univ. Kentucky, Lexington, 1983. [https://uknowledge.uky.edu/kwrri\\_reports/61](https://uknowledge.uky.edu/kwrri_reports/61).

THIEMIG, V.; ROJAS, R.; ZAMBRANO-BIGIARINI, M.; ROO, A. /2013 Hydrological evaluation of satellite-based rainfall estimates over the Volta and Baro-Akobo Basin. *Journal of Hydrology*, v.499, p.324-338. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.07.012>.

TOZZI, Bruna Kiechaloski Miró. FILL, Heinz Dieter Oskar August. Verification of the stationarity of flow series in the Iguaçu River basin. *RBRH*, 25, e10. 2020. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.252020180171>.

USEPA. Data quality assessment: statistical methods for practitioners. In: G.D.E. QA/G-9S (ed). *United States Environmental Protection Agency (USEPA)*, (2006), Office of Environmental Information, Washington DC

VOROSMARTY, C. J. GREEN, P. SALISBURY, J. LAMMERS, R. B. Global water resources: Vulnerability from climate change and population growth. *Science*, 289, 284–288, 2000. doi: <https://doi.org/10.1126/science.289.5477.284>.

WANG, X.; Zhang, P.; Liu, L.; Li, D.; Wang, Y. Effects of Human Activities on Hydrological Components in the Yiluo River Basin in Middle Yellow River. *Water* 2019, 11, 689. <https://doi.org/10.3390/w11040689>

WELDEA, Kidane. GEBREMARIAM, Bogale. Effect of land use land cover dynamics on hydrological response of watershed: Case study of Tekeze Dam watershed, northern Ethiopia. *International Soil and Water Conservation Research*, Volume 5, Issue 1, 2017, Pages 1-16, ISSN 2095-6339. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2017.03.002>.

WOLDESENBET, Tekalegn Ayele. ELAGIB, Nadir Ahmed. RIBBE Lars. HEINRICH, Jürgen. Hydrological responses to land use/cover changes in the source region of the Upper Blue Nile Basin, Ethiopia. *Science of The Total Environment*, Volume 575, 2017, Pages 724-741, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.124>.

WOLDESENBET, Tekalegn Ayele. ELAGIB, Nadir Ahmed. RIBBE, Lars. HEINRICH, Jürgen. Hydrological responses to land use/cover changes in the source region of the Upper Blue Nile Basin, Ethiopia. *Science of The Total Environment*, Volume 575, 2017, Pages 724-741, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.124>.

YAN, B. FANG, NF. ZHANG, PC. SHI, ZH. Impacts of land use change on watershed streamflow and sediment yield: An assessment using hydrologic modelling and partial least squares regression. *Journal of Hydrology*, Volume 484, 2013, Pages 26-37, ISSN 0022-1694. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.01.008>.

YANG, Jing. REICHERT, Peter ABBASPOUR, K. C. XIA, Jun. YANG, Hong Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to the Chaohe Basin in China. *Journal of Hydrology*, Volume 358, Issues 1–2, 2008, Pages 1-23, ISSN 0022-1694, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.05.012>

YAO, Yunlong. LU. Lv, X. G. WANG, Lei. A review on study methods of effect of land use and land cover change on watershed hydrology. *Wetland Sci*. 2009, 7, 83–88.

YUE, Sheng. WANG, Chun Yuan. The influence of serial correlation on the Mann–Whitney test for detecting a shift in median, *Advances in Water Resources*, Volume 25, Issue 3, 2002, Pages 325-333, ISSN 0309-1708, [https://doi.org/10.1016/S0309-1708\(01\)00049-5](https://doi.org/10.1016/S0309-1708(01)00049-5).

ZHOU, Yan. ZHAO, Liangjie. CAO, Jianwen. WANG, Yaru. Using an Improved SWAT Model to Simulate Karst Sinkholes: A Case Study in Southwest China. 2022. *Frontiers in environmental science*. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.950098>.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As estimativas de precipitação do CHIRPS entre 1980 e 2020 forneceram boas respostas em relação aos dados observados nos pluviômetros na bacia hidrográfica do rio Grande (BHRG), com boa precisão na detecção de chuva e boa capacidade para representar a variação espaço temporal da precipitação. Sua incorporação no modelo SWAT mostrou-se satisfatória em relação às representações das vazões.

Ao avaliar a dinâmica do uso e ocupação do solo (LUCC) e suas correlações com as vazões próxima ao exutório da BHRG, por meio de análise de series temporais no período entre 1990 e 2020, foram observadas reduções significativas das áreas de vegetações nativas e aumento das áreas antropizadas, especialmente agricultura de sequeiro e irrigada. Foram observadas tendência de reduções das vazões médias, mínimas e máximas e correlações significativas fortes entre as vazões médias e mínimas com o aumento das áreas de agricultura de sequeiro, agricultura irrigada, pastagem e infraestrutura urbana.

O modelo SWAT representou bem o comportamento das vazões entre 1981 e 2020, com menor qualidade na modelagem do período recente – 2010 a 2020 – especialmente nas sub-bacias internas. É provável que os valores dos indicadores de qualidade da modelagem desse período seja decorrente da simplificação realizada – não inclusão dos processos agrícolas, especialmente relativos a agricultura irrigada e, conseqüentemente, das retiradas de água superficial, intensificadas devido a longa seca ocorrida nesta década em toda a bacia do rio São Francisco.

O impacto das mudanças do uso e cobertura do solo da bacia do rio Grande (BHRG) nos componentes do balanço hídrico, em especial, no regime das vazões fluviais, é também significativo quando comparados aos decorrentes das alterações das precipitações. Na escala de bacia hidrografia, o componente hidrológico mais sensível ao LUCC foi o escoamento superficial. À medida que as precipitações são reduzidas, aumenta a sensibilidade da BHGR às alterações do uso e ocupação do solo, no que tange a substituição da vegetação do cerrado por áreas de produção de grãos.

De modo geral, embora as alterações do uso e ocupação do solo ocorreram majoritariamente nas sub-bacias de montante – área sobre o Sistema Aquífero Urucuia, os impactos sobre as vazões foram propagados e sentidos especialmente nas sub-bacias internas e, principalmente, no exutório.

É importante destacar que as projeções de clima futuro apontam redução de precipitação e aumento da temperatura média em todo oeste baiano (GENZ et al., 2011) e, conjuntamente, com as projeções de aumento de água projetados para toda bacia (CBHSF, 2021) poderão intensificar as reduções das vazões, os conflitos de uso da água, comprometer

a produção de grãos, provisão de serviços ambientais e, por conseguinte, as vazões de entrega da bacia do rio Grande para o rio São Francisco.

Nobre e Borma (2009) traz importantes reflexões a respeito do ponto crítico (equilíbrio clima-vegetação) da floresta amazônica, no qual o desmatamento superior a 40% intensificado pelos efeitos do aquecimento global pode culminar em outro equilíbrio estável, podendo assim comprometer fortemente a capacidade da floresta amazônica de prestar serviços ecossistêmicos.

No caso da BHRG é importante que seja avaliado o equilíbrio clima-vegetação de modo a subsidiar, entre outras ações, a expansão da fronteira agrícola e a intensificação dos sistemas de agricultura irrigada, uma vez que o LUCC drasticamente alterado (2015) afetou os componentes do balanço hídrico, e principalmente o escoamento superficial, com alteração em todo espectro da distribuição das vazões (mínimas, médias e máximas).

Cabe ainda destacar, conforme Polf et al. (1997) que o regime natural das vazões e sua variabilidade sazonal e interanual tem função de força de processos naturais, influenciando diretamente componentes regulatório da integralidade biótica do rio, o que no contexto da BHRG poderá ser comprometido uma vez que as reduções das vazões foram observadas. Assim, as vazões dos rios dão suporte aos processos ecológicos e ambientais, sendo sua variabilidade o maior determinante de seus habitats e, portanto, decisivo quanto a distribuição e abundância de organismos aquáticos (Bunn e Arthington, 2002). Assim, embora o presente estudo avaliou apenas o balanço hídrico é imprescindível estudos que venham a avaliar os efeitos das alterações hidrológicas nos ecossistemas e serviços ambientais.

As precipitações têm efeitos preponderantes sobre o regime das vazões dos rios da bacia do rio Grande em detrimento as alterações de uso e ocupação do solo ocorridas. Entretanto, os efeitos integrados destes dois processos, especialmente considerando as mudanças climáticas e expansão da agricultura irrigada, tornam o regime de vazões mais susceptível a alterações sobre seu comportamento até então conhecido. Nesse contexto, a vegetação nativa exerce funções importantes e precisa ser preservada, o que exigirá uma gestão eficiente dos recursos naturais (água, solo e vegetação), por meio de uma boa governança de modo a promover também a segurança hídrica.

A abordagem utilizada neste estudo trouxe informações perceptíveis da sensibilidade da BHRG as alterações do uso e ocupação do solo e espera que tais resultados possam subsidiar tomadas de decisões em relação ao planejamento agrícola e dos recursos hídricos em seu território.

Como recomendações de trabalhos futuros, sugere-se:

- ✓ Avaliar metodologias de como as estimativas de precipitação por produto de sensoriamento remoto ou por sensoriamento remoto podem auxiliar na avaliação

da rede pluviométrica existente ou mesmo na instalação de novos postos de medição;

- ✓ Avaliar as correlações de uso e ocupação e vazões superficiais na escala de sub-bacias;
- ✓ Incorporar a agricultura irrigada, incluído as principais culturas produzidas, seus respectivos períodos de safra, manejo de solo e vazões captadas de modo a melhorar a modelagem hidrológica;
- ✓ Avaliar a variável umidade do solo, pois em condições de baixas precipitações e supressão de vegetação, devido a características da região do SAU e da vegetação nativa do cerrado, maiores perdas de água no solo associado com aumento de temperatura (já previstas pelos modelos climáticos), poderão intensificar o consumo de água para irrigação e, conseqüentemente, aumentar a demanda hídrica;
- ✓ Acoplar a modelagem subterrânea e de qualidade de água, especialmente em relação aos produtos químicos usados na produção de grãos;
- ✓ Avaliar o efeito das projeções de clima futuro nos componentes do ciclo hidrológico;
- ✓ Avaliar relação entre as métricas de paisagem e os processos de escoamento superficial.

## REFERÊNCIAS

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Estudos Hidrogeológicos na Bacia Hidrográfica do São Francisco - Sistema Aquífero Urucuia/Areado e Sistema Aquífero Bambuí**. 2013. Disponível em:

<[http://cbhsaofrancisco.org.br/?wpfb\\_dl=1825](http://cbhsaofrancisco.org.br/?wpfb_dl=1825)>. Acesso em: 4 ago. 2021.

BRANNSTROM, Christian. Et al. Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986–2002: Comparative analysis and implications for land-use policy. **Land Use Policy**, Volume 25, Issue 4, 2008, Pages 579-595, ISSN 0264-8377, <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2007.11.008>.

CBHSF – Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (2021 a). **Levantamento de usos de recursos hídricos em um trecho da bacia hidrográfica do rio formoso, bacia hidrográfica do rio corrente, Médio São Francisco, estado da Bahia. Produto 5: Relatório Final**. Brasília – DF, 2021. Disponível em: [https://siga.cbhsaofrancisco.org.br/relatorio\\_de\\_projeto.html?id=111](https://siga.cbhsaofrancisco.org.br/relatorio_de_projeto.html?id=111). Acessado em dezembro de 2021.

CBHSF – Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (2021 b). **Levantamento de usos de recursos hídricos no trecho incremental do rio São Francisco por meio de perfilamento a laser aerotransportado. ETAPA 5: RELATÓRIO FINAL**. Brasília – DF, 2021. Disponível em: [https://siga.cbhsaofrancisco.org.br/relatorio\\_de\\_projeto.html?id=68](https://siga.cbhsaofrancisco.org.br/relatorio_de_projeto.html?id=68). Acessado em dezembro de 2021.

DIONIZIO, Emily Ane. COSTA, Marcos Heil. Influence of Land Use and Land Cover on Hydraulic and Physical Soil Properties at the Cerrado Agricultural Frontier. **Agriculture**, 2019, 9, 24. <https://doi.org/10.3390/agriculture9010024>.

FREIRE, Paulo. **Pedagogia da Esperança**. Rio de Janeiro: Paz e Terra, 1997.

GASPAR, M. T. P. & CAMPOS, J. E. G. O Sistema Aquífero Urucuia. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 37, n. 4 - suplemento), p. 216-226, 2007.

GONÇALVES, Roger Dias; ENGELBRECHT, Bruno Zanon. CHANG, Hung Kiang. Evolução da contribuição do Sistema Aquífero Urucuia para o Rio São Francisco, Brasil. **ÁGUAS SUBTERRÂNEAS (SÃO PAULO)**, v. 32, p. 1-10, 2017.

KOLLING NETO, A. SILVA, S. F. Alterações Hidrológicas no Regime de Vazões da Bacia do rio Grande - Bahia. *In: XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 2017, Florianópolis - SC, 2017.

PIMENTA, Fernando Martins. SPEROTO, Allan Turini. COSTA, Marcos Heil. DIONIZIO, Emily Ane. Historical Changes in Land Use and Suitability for Future Agriculture Expansion in Western Bahia, Brazil. **Remote Sens**. 2021, 13, 1088. <https://doi.org/10.3390/rs13061088>.

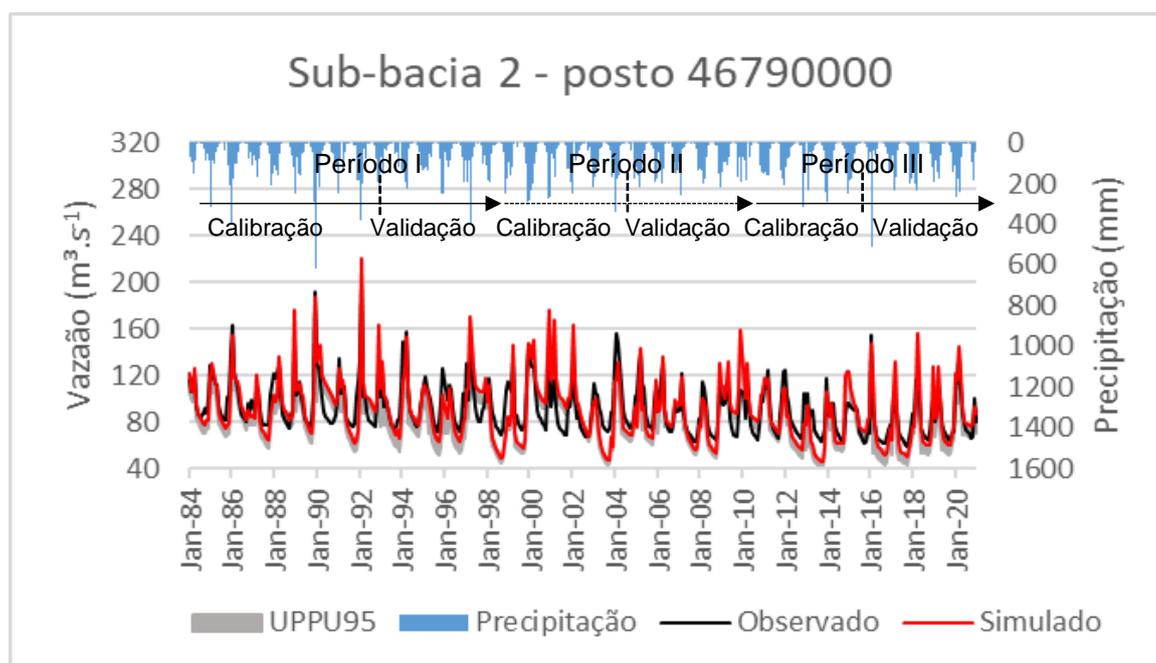
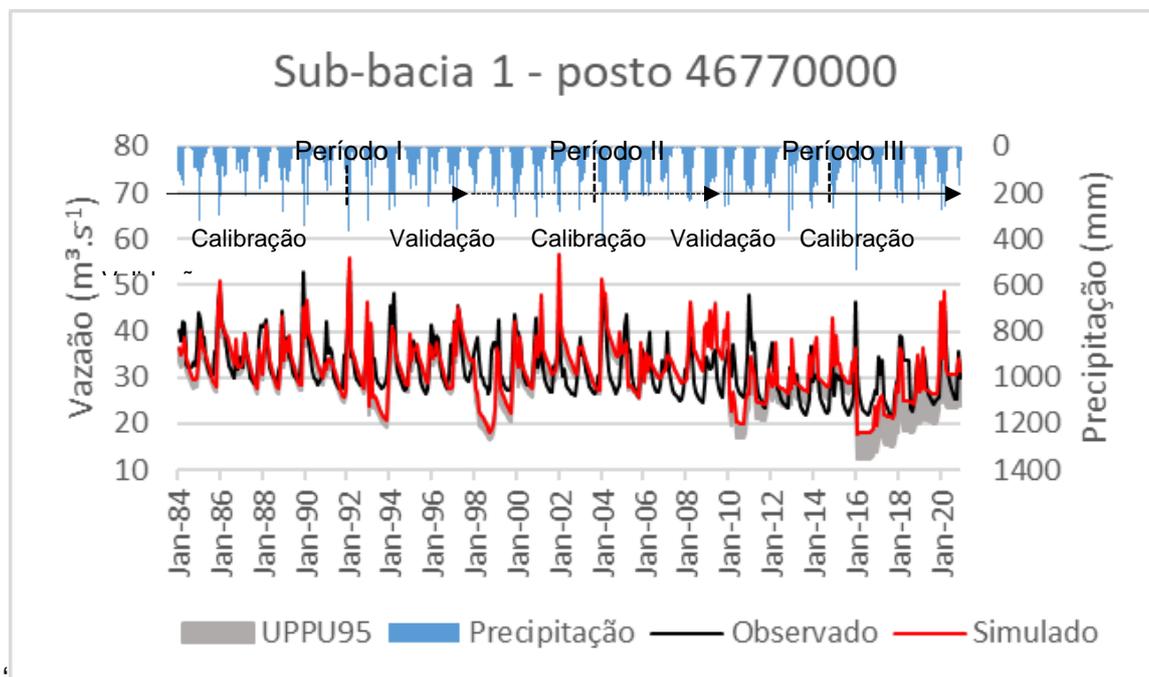
POUSA, Raphael. COSTA, Marcos H. PIMENTA, Fernando M. FONTES, Vitor C. BRITO, Vinícius Foncesca A. CASTRO, Marina. 2019. Climate Change and

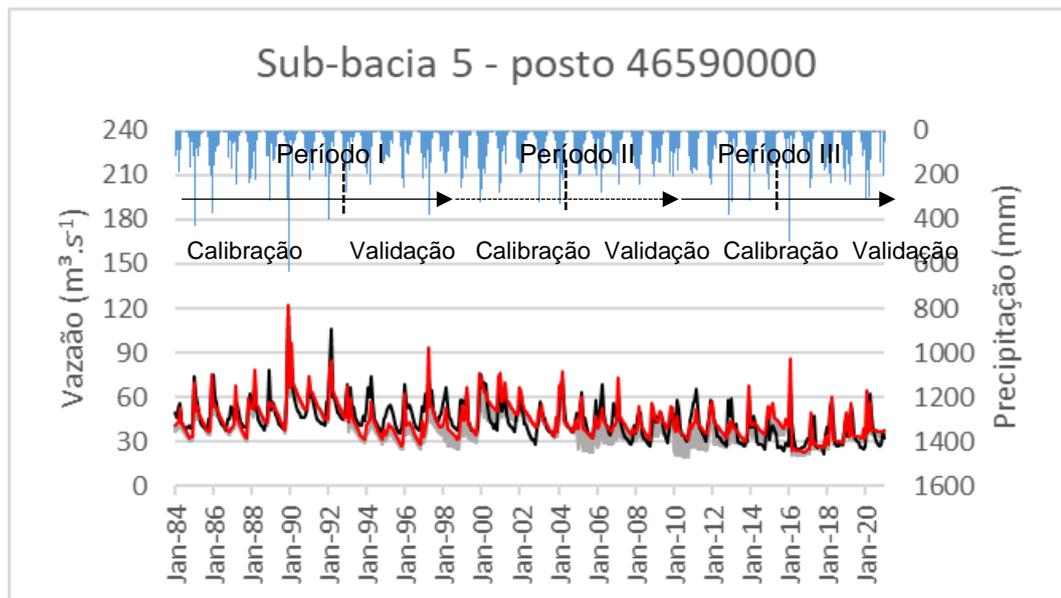
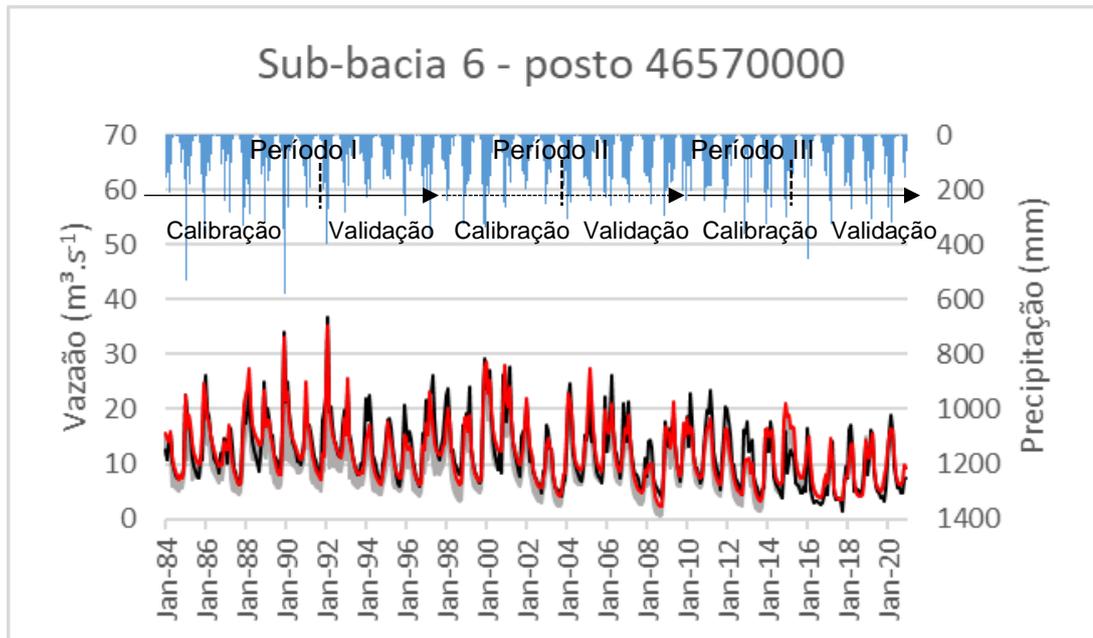
Intense Irrigation Growth in Western Bahia, Brazil: The Urgent Need for Hydroclimatic Monitoring. **Water**, 2019, 11, no. 5: 933.

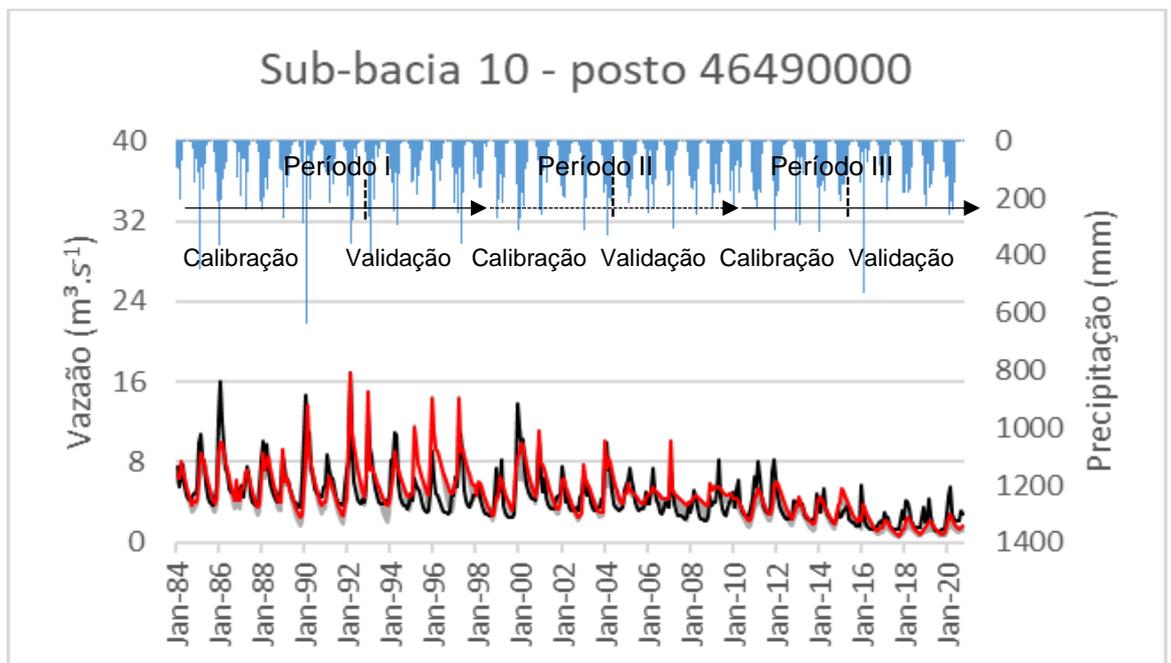
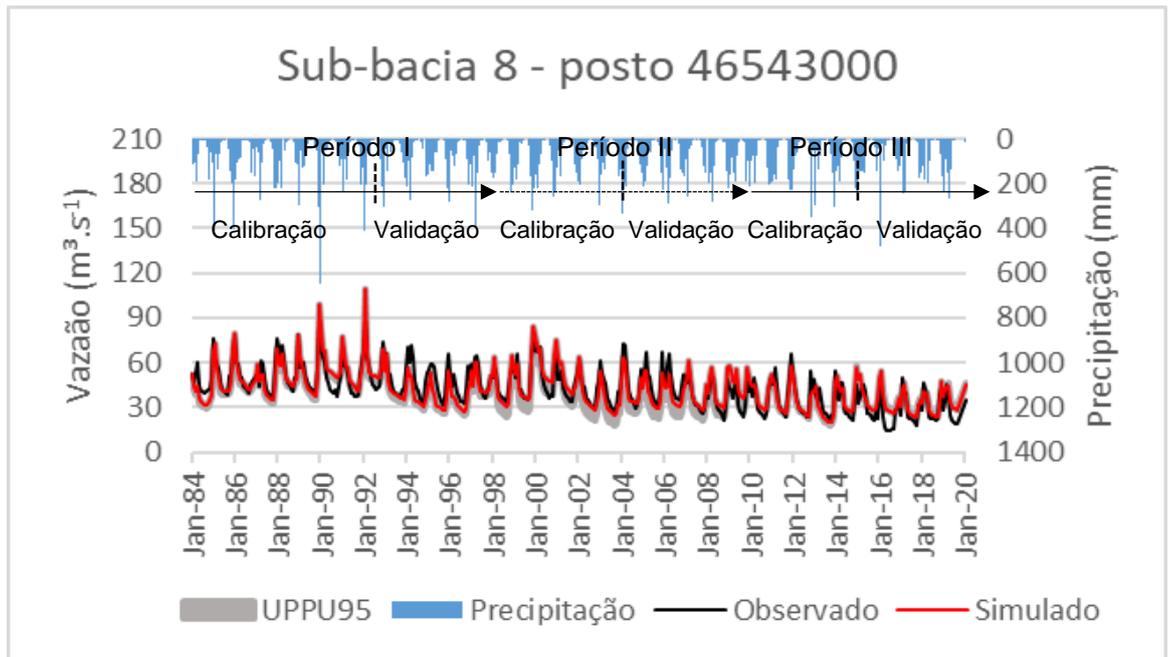
<https://doi.org/10.3390/w11050933>

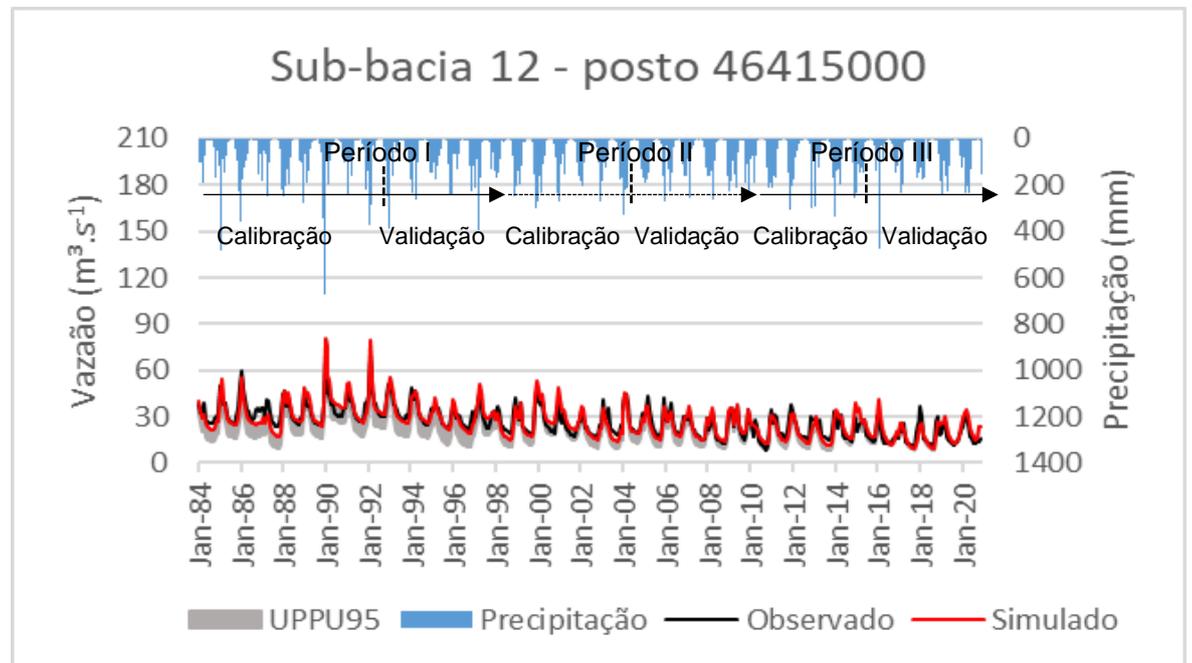
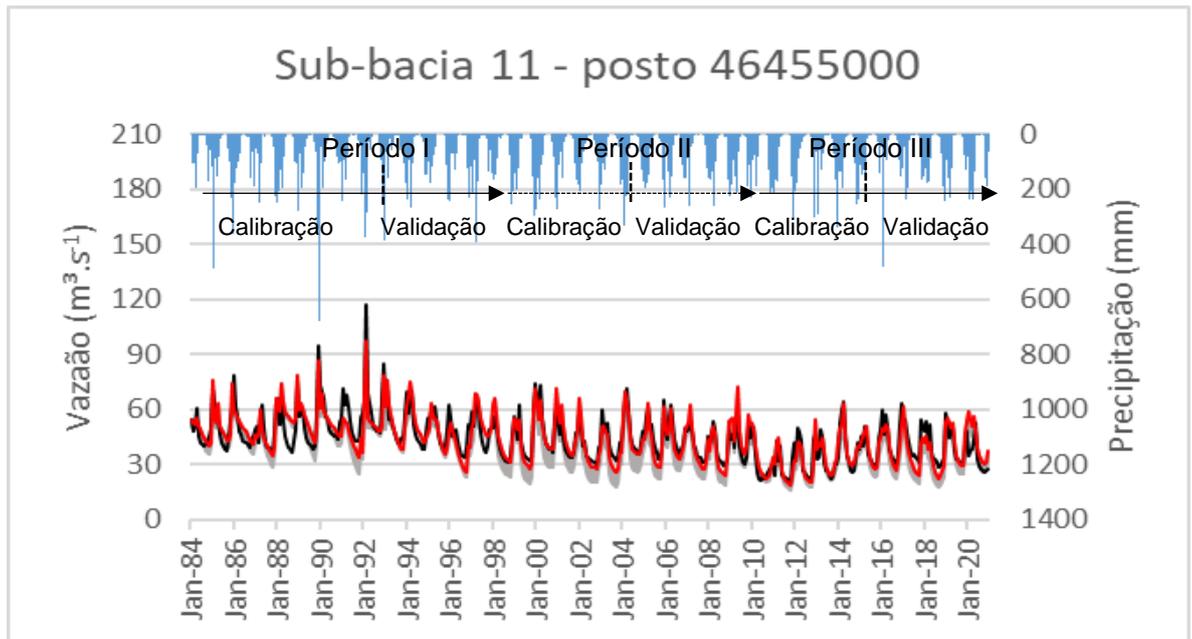
SILVA, Andréa Leme. Et al. Water Appropriation on the Agricultural Frontier in Western Bahia and Its Contribution to Streamflow Reduction: Revisiting the Debate in the Brazilian Cerrado. **Water**, 2021, 13, 1054. <https://doi.org/10.3390/w13081054>.

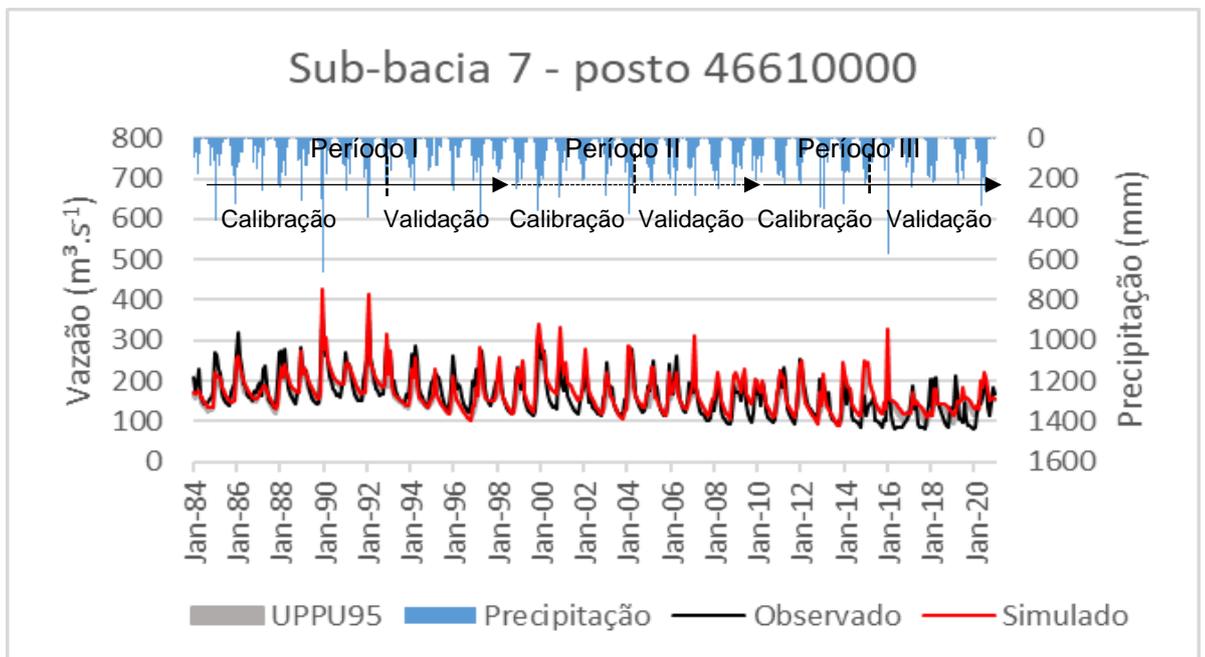
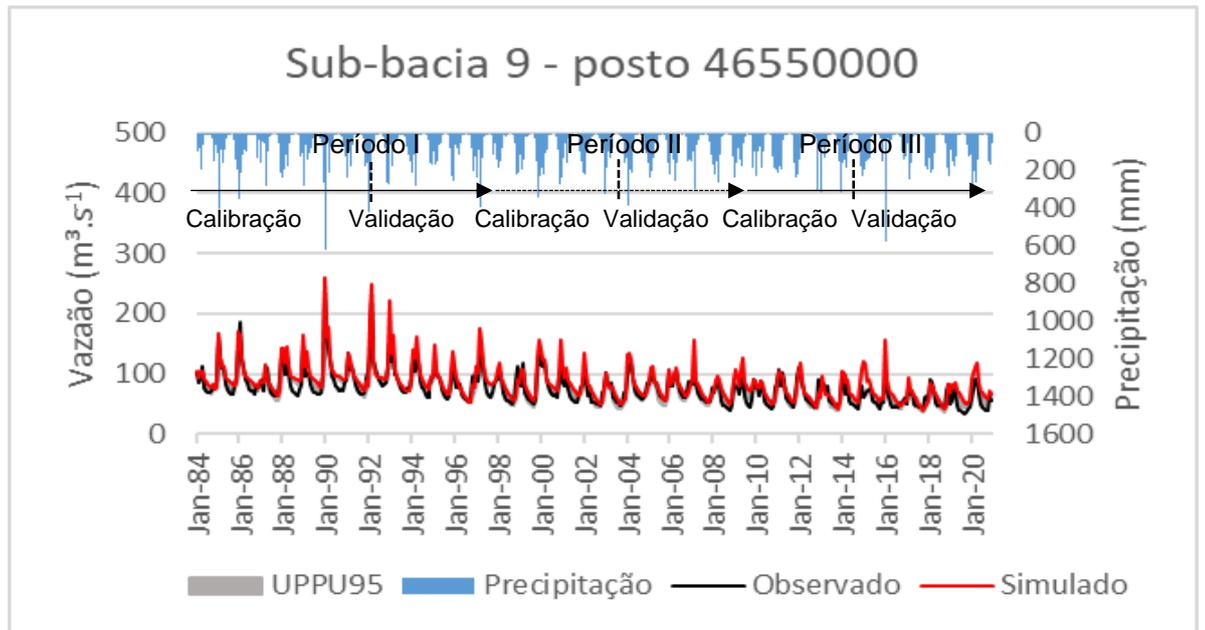
## APÊNDICE A – VAZÕES OBSERVADAS E SIMULADAS DAS SUB-BACIAS DO RIO GRANDE

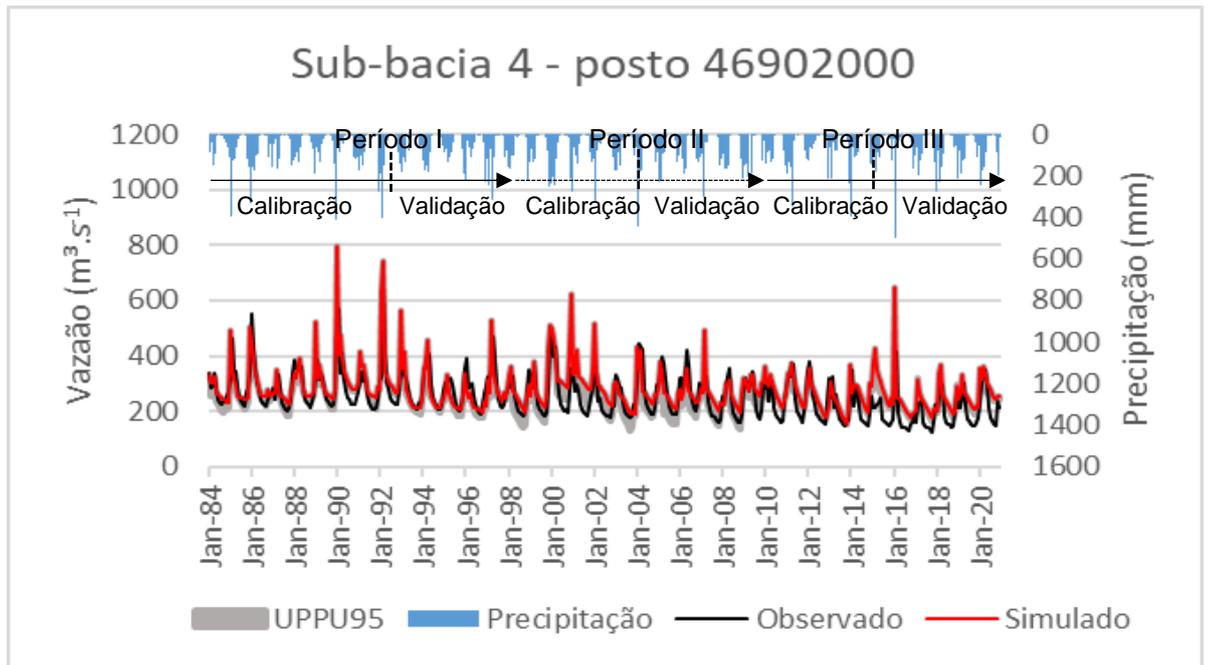












**APÊNDICE B – RESULTADOS DA ANÁLISE DE INCERTEZA E DESEMPENHO DO SWAT PARA CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO PARA OS POSTOS FLUVIOMÉTRICOS UTILIZADOS NA MODELAGEM CHUVA VAZÃO NA BACIA DO RIO GRANDE**

Etapa	Período	Sub-bacia	Código estação	p-factor	r-factor	R2	NS	PBIAS (%)	Média Sim/Obs (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Desvio padrão Sim/Obs (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )
Calibração	I	1	46770000	0.85	0.46	0.60	0.55	1.30	34.19/34.62	5.28/5.39
Validação	I	1	46770000	0.65	0.49	0.45	0.24	2.80	32.42/33.41	5.60/5.29
Calibração	II	1	46770000	0.60	0.96	0.27	-0.56	-0.40	32.19/32.05	7.52/5.24
Validação	II	1	46770000	0.47	1.38	0.23	-0.56	-9.60	33.93/30.95	4.95/4.59
Calibração	III	1	46770000	0.67	1.58	0.06	-0.37	-1.50	28.87/28.44	4.56/5.07
Validação	III	1	46770000	0.57	1.37	0.59	0.31	7.00	26.65/28.67	6.78/5.82
Calibração	I	10	46490000	0.70	0.61	0.64	0.62	3.20	6.08/6.28	2.46/2.63
Validação	I	10	46490000	0.40	0.98	0.31	-0.56	-31.30	7.28/5.20	3.06/2.09
Calibração	II	10	46490000	0.62	0.96	0.62	0.58	-8.60	5.32/4.90	1.95/2.23
Validação	II	10	46490000	0.48	1.33	0.41	0.14	-18.20	4.71/3.99	0.89/1.39
Calibração	III	10	46490000	0.67	0.89	0.45	0.45	0.20	3.51/3.52	1.05/1.48
Validação	III	10	46490000	0.28	0.50	0.29	-0.04	26.90	1.67/2.29	0.66/1.08
Calibração	I	11	46455000	0.71	0.58	0.62	0.62	0.50	51.93/52.17	10.70/12.86
Validação	I	11	46455000	0.70	0.68	0.70	0.60	1.30	48.92/49.57	11.26/9.80
Calibração	II	11	46455000	0.93	1.10	0.86	0.82	1.30	43.57/44.13	12.05/10.84
Validação	II	11	46455000	0.95	1.39	0.80	0.67	1.00	42.11/42.55	11.32/9.10
Calibração	III	11	46455000	0.85	1.13	0.61	0.52	1.80	39.07/39.81	10.30/9.63
Validação	III	11	46455000	0.87	0.91	0.81	0.81	-0.50	33.06/32.89	10.05/10.78
Calibração	I	12	46415000	0.77	1.32	0.78	0.59	1.90	34.20/34.85	11.73/8.89
Validação	I	12	46415000	0.75	1.51	0.77	0.68	0.00	29.87/31.54	8.14/6.90
Calibração	II	12	46415000	0.77	0.91	0.77	0.67	1.30	25.99/26.33	9.20/7.84

Etapa	Período	Sub-bacia	Código estação	p-factor	r-factor	R2	NS	PBIAS (%)	Média Sim/Obs (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Desvio padrão Sim/Obs (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )
Validação	II	12	46415000	0.88	0.84	0.87	0.87	0.90	24.20/24.41	7.41/7.64
Calibração	III	12	46415000	0.79	0.96	0.59	0.52	0.60	21.14/21.26	7.01/6.77
Validação	III	12	46415000	0.64	1.03	0.62	0.50	-5.50	19.34/18.33	7.14/6.53
Calibração	I	2	46790000	0.77	0.87	0.72	0.62	-0.20	99.49/99.34	25.94/22.53
Validação	I	2	46790000	0.57	0.90	0.65	0.51	2.50	94.65/97.07	22.87/19.79
Calibração	II	2	46790000	0.44	0.68	0.56	0.13	3.00	90.18/93.00	29.96/21.53
Validação	II	2	46790000	0.75	0.86	0.67	0.46	0.30	88.56/88.87	24.24/19.05
Calibração	III	2	46790000	0.76	1.19	0.63	0.32	-1.00	84.43/83.56	22.90/16.96
Validação	III	2	46790000	0.87	1.19	0.83	0.61	0.50	81.11/81.53	27.15/19.72
Calibração	I	4	46902000	0.73	0.83	0.59	0.25	-8.30	311.29/287.56	100.23/78.70
Validação	I	4	46902000	0.82	1.00	0.62	0.42	6.40	280.53/275.62	68.94/63.42
Calibração	II	4	46902000	0.70	0.87	0.52	0.17	-14.10	295.24/258.86	81.76/75.96
Validação	II	4	46902000	0.82	1.19	0.47	0.42	-5.50	271.24/257.04	50.23/67.32
Calibração	III	4	46902000	0.38	0.65	0.42	-0.03	-18.30	262.42/221.76	54.95/64.06
Validação	III	4	46902000	0.18	0.32	0.43	-0.91	-30.30	258.86/198.67	82.79/63.21
Calibração	I	5	46590000	0.70	0.48	0.74	0.71	0.30	51.21/51.38	13.71/13.32
Validação	I	5	46590000	0.18	0.54	0.59	-0.37	17.70	37.73/49.37	8.37/9.38
Calibração	II	5	46590000	0.64	0.94	0.56	0.45	-4.10	48.73/46.83	11.49/11.13
Validação	II	5	46590000	0.73	1.09	0.52	0.50	-1.50	42.34/41.70	7.53/9.30
Calibração	III	5	46590000	0.69	1.37	0.35	0.29	-6.60	40.49/37.98	6.69/10.51
Validação	III	5	46590000	0.82	1.56	0.56	0.44	1.30	34.30/34.77	11.44/10.41
Calibração	I	6	46570000	0.94	1.29	0.84	0.84	-0.10	14.29/14.28	5.43/5.48
Validação	I	6	46570000	0.73	1.00	0.84	0.71	12.70	11.85/13.56	4.05/5.08
Calibração	II	6	46570000	0.98	1.07	0.89	0.89	1.40	13.15/13.34	6.01/6.51
Validação	II	6	46570000	0.75	1.12	0.57	0.56	1.10	10.78/10.90	4.63/5.25
Calibração	III	6	46570000	0.75	1.12	0.57	0.56	1.10	10.78/10.90	4.63/5.25

Etapa	Período	Sub-bacia	Código estação	p-factor	r-factor	R2	NS	PBIAS (%)	Média Sim/Obs (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )	Desvio padrão Sim/Obs (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> )
Validação	III	6	46570000	0.43	1.29	0.80	0.77	-9.40	8.25/7.54	3.81/4.51
Calibração	I	7	46610000	0.83	0.61	0.70	0.67	0.20	196.56/196.97	48.66/48.20
Validação	I	7	46610000	0.53	0.54	0.78	0.47	12.40	161.67/184.62	27.83/41.61
Calibração	II	7	46610000	0.71	0.93	0.80	0.64	-8.30	181.17/167.25	54.25/46.53
Validação	II	7	46610000	0.60	0.85	0.72	0.64	-7.70	165.30/153.42	38.85/42.15
Calibração	III	7	46610000	0.58	0.9	0.59	0.4	-10.3	153.99/139.59	42.84/41.89
Validação	III	7	46610000	0.39	0.98	0.21	-0.19	-16.8	148.28/126.96	33.87/41.05
Calibração	I	8	46543000	0.73	0.35	0.76	0.70	-0.30	51.49/51.35	13.29/11.74
Validação	I	8	46543000	0.28	0.00	0.71	0.13	16.70	39.64/47.58	8.35/10.46
Calibração	II	8	46543000	0.92	1.14	0.81	0.76	0.90	44.55/44.98	13.42/11.95
Validação	II	8	46543000	0.77	1.11	0.54	0.53	-0.60	40.99/40.75	9.37/11.00
Calibração	III	8	46543000	0.72	1.00	0.68	0.67	-1.70	35.07/34.48	9.54/10.71
Validação	III	8	46543000	0.22	0.67	0.66	0.37	-18.70	32.88/27.70	8.01/9.69
Calibração	I	9	46550000	0.72	1.00	0.86	0.75	-10.10	104.12/94.57	34.12/32.18
Validação	I	9	46550000	0.73	1.36	0.84	0.49	-10.70	95.55/85.26	22.15/20.76
Calibração	II	9	46550000	0.88	0.94	0.76	0.55	-10.60	82.79/74.87	24.80/21.57
Validação	II	9	46550000	0.77	1.12	0.64	0.22	-13.00	80.33/71.07	19.38/17.01
Calibração	III	9	46550000	0.75	0.74	0.60	0.33	-11.40	71.82/64.47	19.15/17.79
Validação	III	9	46550000	0.53	0.87	0.56	-0.18	-19.10	66.88/56.14	20.15/15.77

### APÊNDICE C – VALORES AJUSTADOS DOS PARÂMETROS CALIBRADOS DE CADA POSTO FLUVIOMÉTRICO

Sub-bacia 1 (46770000 - Fazenda Bom Jardim, rio Sapão)									
Parâmetros	Período I			Período II			Período III		
Parameter_Name	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value
1:R_CN2.mgt	-0.28	-0.36	-0.23	-0.38	-0.50	-0.25	-0.28	-0.35	-0.27
2:V_ALPHA_BF.gw	0.002	0.002	0.002	0.002	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001
3:V_GW_DELAY.gw	170	170	229	212	170	229	98	88	165
4:V_GWQMN.gw	2813	1500	5000	4073	1500	5000	3312	2383	4152
5:V_GW_REVAP.gw	0.04	0.03	0.04	0.03	0.03	0.04	0.03	0.03	0.04
6:V_REVAPMN.gw	74	67	87	85	67	87	86	62	101
7:R_SOL_K(..).sol	-0.07	-0.12	-0.05	-0.13	-0.17	-0.10	-0.36	-0.36	-0.31
8:V_RCHRG_DP.gw	0.11	0.10	0.15	0.10	0.09	0.17	0.12	0.08	0.16
9:R_SOL_AWC(..).sol	-0.01	-0.04	0.00	-0.03	-0.04	0.00	-0.03	-0.06	-0.02
10:V_SLSOIL.hru	36.61	36.00	38.00	37.58	36.90	37.60	38.33	38.21	38.41
11:R_SOL_Z(..).sol	0.20	0.17	0.22	0.33	0.24	0.33	0.30	0.28	0.35
12:R_SLSUBBSN.hru	-0.01	-0.02	0.02	0.00	-0.02	0.02	0.11	-0.01	0.12
13:R_OV_N.hru	-0.07	-0.08	0.00	0.00	-0.04	0.03	0.06	-0.02	0.16
14:V_DEEPST.gw	10745	0	35000	27195	0	35000	23441	5754	25255
15:V_SHALLST.gw	24001	22872	24511	23131	22787	23936	25788	25692	26332
16:R_HRU_SLP.hru	0.03	0.00	0.03	-0.03	-0.05	-0.02	-0.02	-0.02	0.00
17:V_ESCO.hru	0.12	0.06	0.13	0.09	0.06	0.15	0.11	0.11	0.11
18:V_EPCO.hru	0.49	0.48	0.52	0.70	0.60	0.70	0.91	0.83	0.95
19:V_CH_K2.rte	55	51	56	56	52	58	35	28	40
20:R_SOL_BD(..).sol	-0.30	-0.30	-0.21	-0.22	-0.30	-0.21	0.02	0.00	0.04
21:V_CANMX.hru	11	9	12	36	30	43	18	16	19
22:V_CH_N2.rte	0.21	0.20	0.21	0.20	0.19	0.20	0.29	0.26	0.30
23:V_BIOMIX.mgt	0.65	0.63	1.00	0.84	0.73	0.91	0.74	0.71	0.90

Sub-bacia 2 (46790000 - Formosa do Rio Preto, rio Preto)									
Parâmetros	Período I			Período II			Período III		
	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value
1:R__CN2.mgt	-0.10	-0.12	-0.03	-0.23	-0.25	-0.15	-0.07	-0.07	-0.01
2:V__ALPHA_BF.gw	0.062	0.038	0.074	0.063	0.062	0.079	0.041	0.041	0.066
3:V__GW_DELAY.gw	329	268	340	498	492	500	488	431	500
4:V__GWQMN.gw	2423	2000	5000	3479	2000	5000	4163	2000	5000
5:V__GW_REVAP.gw	0.17	0.11	0.18	0.14	0.08	0.15	0.10	0.08	0.15
6:V__REVAPMN.gw	332	82	361	264	82	361	132	82	361
7:R__SOL_K(..).sol	0.04	-0.10	0.10	0.12	0.12	0.12	0.08	0.03	0.14
8:V__RCHRG_DP.gw	0.90	0.84	0.94	0.75	0.72	0.77	0.77	0.60	0.90
9:V__ESCO.hru	0.63	0.54	0.63	0.76	0.70	0.78	0.64	0.63	0.72
10:V__EPCO.hru	0.14	0.04	0.17	0.56	0.48	0.58	0.36	0.33	0.49
11:V__CANMX.hru	13	7	21	12	2	14	10	9	22
12:V__SLSOIL.hru	105	82	112	93	83	94	110	106	115
13:R__SOL_Z(..).sol	-0.16	-0.22	-0.11	-0.17	-0.23	-0.16	-0.05	-0.14	0.03
14:V__CH_N2.rte	0.11	0.00	0.30	0.05	0.00	0.30	0.05	0.00	0.30
15:V__CH_K2.rte	65	0	325	38	0	181	29	0	100
16:R__SLSUBBSN.hru	-0.09	-0.26	0.02	-0.04	-0.04	0.00	-0.01	-0.04	0.00
17:R__OV_N.hru	0.02	-0.06	0.04	-0.04	-0.06	0.04	-0.05	-0.06	0.04
18:V__DEEPST.gw	41880	10000	50000	49240	10000	50000	14120	10000	50000
19:V__SHALLST.gw	41816	40483	47614	42187	40483	47614	44141	40483	47614
20:R__HRU_SLP.hru	0.10	0.06	0.17	-0.12	-0.14	-0.10	-0.03	-0.12	0.03
21:R__SOL_AWC(..).sol	-0.03	-0.04	0.00	-0.07	-0.10	-0.06	-0.04	-0.09	0.04
22:R__SOL_BD(..).sol	0.00	-0.13	0.02	0.07	0.04	0.11	0.00	-0.03	0.08
23:V__BIOMIX.mgt	0.14	0.00	0.60	0.01	0.00	0.38	0.50	0.00	0.60

Sub-bacia 5 (46590000 - Nova Vida - Montante, rio Branco)									
Parâmetros	Período I			Período II			Período III		
Parameter_Name	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value
1:R__CN2.mgt	-0.34	-0.38	-0.31	-0.30	-0.45	-0.27	-0.39	-0.45	-0.27
2:V__ALPHA_BF.gw	0.003	0.002	0.003	0.002	0.001	0.002	0.002	0.001	0.002
3:V__GW_DELAY.gw	275	239	276	258	239	276	243	239	276
4:V__GWQMN.gw	3650	3185	4068	3998	3185	4068	3308	3185	4068
5:V__GW_REVAP.gw	0.11	0.10	0.12	0.10	0.10	0.12	0.12	0.10	0.12
6:V__REVAPMN.gw	230	50	500	86	50	500	335	50	500
7:R__SOL_K(..).sol	-0.06	-0.09	0.04	-0.03	-0.08	0.04	-0.07	-0.10	0.10
8:V__RCHRG_DP.gw	0.41	0.41	0.51	0.32	0.29	0.49	0.36	0.27	0.56
9:V__ESCO.hru	0.79	0.78	0.81	0.79	0.78	0.80	0.77	0.77	0.80
10:V__EPCO.hru	0.80	0.67	0.81	0.59	0.51	0.63	0.70	0.52	0.73
11:V__CANMX.hru	65	51	74	70	60	75	68	61	76
12:V__SLSOIL.hru	81	75	81	70	61	74	89	68	90
13:R__SOL_Z(..).sol	0.13	0.04	0.15	0.03	-0.02	0.04	0.08	-0.02	0.12
14:V__CH_N2.rte	0.26	0.24	0.26	0.29	0.27	0.30	0.27	0.25	0.30
15:V__CH_K2.rte	68	62	69	53	52	58	61	55	65
16:R__SLSUBBSN.hru	-0.05	-0.08	-0.04	-0.06	-0.08	-0.04	-0.04	-0.08	-0.04
17:R__OV_N.hru	-0.08	-0.08	-0.04	-0.02	-0.05	-0.01	-0.07	-0.07	-0.02
18:V__DEEPST.gw	37799	14888	44681	36428	14888	44681	23856	14888	44681
19:V__SHALLST.gw	33070	15728	47201	35336	15728	47201	20858	15728	47201
20:R__HRU_SLP.hru	-0.07	-0.11	-0.03	-0.03	-0.13	-0.02	-0.16	-0.16	-0.06
21:R__SOL_AWC(..).sol	-0.05	-0.07	-0.04	-0.02	-0.06	0.00	-0.05	-0.08	-0.03
22:R__SOL_BD(..).sol	0.41	0.39	0.41	0.37	0.36	0.39	0.39	0.36	0.40
23:V__BIOMIX.mgt	0.76	0.00	1.00	0.22	0.00	1.00	1.00	0.00	1.00

Sub-bacia 6 (46570000 - Ponte Serafim - Montante, rio de Janeiro)									
Parâmetros	Período I			Período II			Período III		
Parameter_Name	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value
1:R__CN2.mgt	-0.46	-0.49	-0.44	-0.50	-0.60	-0.27	-0.54	-0.58	-0.47
2:V__ALPHA_BF.gw	0.017	0.005	0.023	0.027	0.021	0.042	0.032	0.030	0.045
3:V__GW_DELAY.gw	209	181	218	252	106	279	298	182	334
4:V__GWQMN.gw	4696	4296	4728	4424	4192	4631	4209	4093	4850
5:V__GW_REVAP.gw	0.17	0.16	0.17	0.06	0.04	0.08	0.07	0.02	0.08
6:V__REVAPMN.gw	336	124	375	284	90	450	202	90	450
7:R__SOL_K(..).sol	-0.03	-0.06	0.03	0.04	-0.10	0.10	0.05	-0.10	0.10
8:V__RCHRG_DP.gw	0.23	0.18	0.25	0.29	0.20	0.37	0.17	0.17	0.30
9:V__ESCO.hru	0.51	0.49	0.53	0.59	0.36	0.70	0.92	0.64	0.92
10:V__EPCO.hru	0.16	0.15	0.18	0.18	0.06	0.19	0.09	0.00	0.14
11:V__CANMX.hru	28	23	37	12	0	60	2	0	20
12:V__SLSOIL.hru	131	127	133	133	109	150	146	113	150
13:R__SOL_Z(..).sol	-0.10	-0.11	-0.08	0.00	-0.12	0.03	-0.05	-0.12	0.03
14:V__CH_N2.rte	0.27	0.14	0.30	0.11	0.01	0.30	0.21	0.11	0.30
15:V__CH_K2.rte	126	16	235	283	105	286	189	129	284
16:R__SLSUBBSN.hru	0.00	-0.10	0.10	0.04	-0.10	0.10	-0.07	-0.10	0.10
17:R__OV_N.hru	0.06	-0.10	0.10	-0.03	-0.07	0.07	0.08	-0.06	0.09
18:V__DEEPST.gw	13503	0	14442	8740	0	20000	3860	0	20000
19:V__SHALLST.gw	1766	1130	3684	1278	0	1905	2644	0	2871
20:R__HRU_SLP.hru	-0.16	-0.19	-0.14	-0.12	-0.20	-0.07	-0.17	-0.20	-0.06
21:R__SOL_AWC(..).sol	-0.15	-0.16	-0.09	0.05	-0.05	0.06	0.04	-0.05	0.06
22:R__SOL_BD(..).sol	-0.28	-0.33	-0.07	-0.31	-0.60	0.02	-0.53	-0.60	0.02
23:V__BIOMIX.mgt	0.73	0.45	1.00	0.48	0.30	1.00	0.08	0.35	0.00

Sub-bacia 8 (46543000 - Fazenda Redenção, rio de Ondas)									
Parâmetros	Período I			Período II			Período III		
Parameter_Name	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value
1:R__CN2.mgt	-0.57	-0.57	-0.54	-0.55	-0.67	-0.37	-0.63	-0.67	-0.37
2:V__ALPHA_BF.gw	0.046	0.044	0.062	0.041	0.029	0.048	0.036	0.035	0.046
3:V__GW_DELAY.gw	491	398	500	480	433	487	481	435	486
4:V__GWQMN.gw	3755	3639	3836	3912	3319	4045	3748	3319	4045
5:V__GW_REVAP.gw	0.04	0.04	0.04	0.05	0.03	0.05	0.03	0.02	0.04
6:V__REVAPMN.gw	391	100	400	205	200	500	485	0	500
7:R__SOL_K(..).sol	0.08	-0.05	0.09	-0.09	-0.24	0.01	-0.17	-0.29	-0.16
8:V__RCHRG_DP.gw	0.47	0.46	0.47	0.50	0.42	0.59	0.50	0.46	0.52
9:V__ESCO.hru	1.00	0.99	1.00	0.98	0.96	0.98	0.98	0.97	0.98
10:V__EPCO.hru	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00
11:R__SOL_AWC(..).sol	-0.22	-0.22	-0.13	-0.02	-0.02	0.03	-0.02	-0.02	0.03
12:R__SOL_BD(..).sol	-0.04	-0.05	0.01	0.04	-0.04	0.04	-0.05	-0.06	0.00
13:V__CANMX.hru	38	37	39	36	31	43	32	29	36
14:V__SLSOIL.hru	138	132	150	128	110	137	128	124	137
15:R__SOL_Z(..).sol	-0.42	-0.43	-0.40	-0.42	-0.43	-0.36	-0.42	-0.43	-0.38
16:V__CH_N2.rte	0.23	0.00	0.30	0.24	0.00	0.30	0.17	0.03	0.21
17:V__CH_K2.rte	404	212	500	264	101	272	215	101	272
18:R__SLSUBBSN.hru	-0.04	-0.10	0.10	-0.08	-0.10	0.10	-0.04	-0.10	0.10
19:V__BIOMIX.mgt	0.88	0.00	1.00	0.94	0.00	1.00	0.88	0.00	1.00
20:V__SHALLST.gw	968	915	1098	939	690	2064	1087	690	2064
21:R__HRU_SLP.hru	-0.02	-0.04	0.03	-0.02	-0.04	0.07	0.01	-0.01	0.05
22:V__DEEPST.gw	45450	0	50000	28750	0	50000	45450	0	50000
23:R__OV_N.hru	0.10	-0.10	0.10	-0.02	-0.10	0.10	0.10	-0.10	0.10

Sub-bacia 10 (46490000 - Fazenda Coqueiro, rio São Desidério)									
Parâmetros	Período I			Período II			Período III		
	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value
1:R__CN2.mgt	-0.57	-0.63	-0.34	-0.68	-0.72	-0.48	-0.64	-0.66	-0.50
2:V__ALPHA_BF.gw	0.004	0.003	0.006	0.004	0.001	0.005	0.004	0.003	0.006
3:V__GW_DELAY.gw	133	50	200	141	141	249	98	0	300
4:V__GWQMN.gw	2317	1000	4000	3355	1000	4000	2689	1000	4000
5:V__GW_REVAP.gw	0.10	0.09	0.14	0.14	0.10	0.20	0.05	0.02	0.08
6:V__ESCO.hru	0.49	0.45	0.71	0.45	0.25	0.52	0.41	0.27	0.49
7:V__EPCO.hru	0.56	0.24	0.75	0.26	0.11	0.37	0.87	0.57	0.90
8:R__SOL_AWC(..).sol	-0.11	-0.12	-0.02	-0.05	-0.06	-0.02	-0.04	-0.05	0.00
9:V__REVAPMN.gw	386	250	400	285	218	453	118	100	450
10:V__RCHRG_DP.gw	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	0.02	0.00	0.02
11:V__SLSOIL.hru	131	126	134	150	135	150	144	142	145
12:V__CANMX.hru	48	43	53	90	78	100	93	90	100
13:R__SOL_K(..).sol	-0.11	-0.14	-0.07	-0.23	-0.24	-0.13	-0.47	-0.57	-0.39
14:R__OV_N.hru	-0.03	-0.04	0.09	0.00	-0.02	0.07	0.00	-0.07	0.07
15:R__SOL_Z(..).sol	-0.22	-0.26	-0.18	-0.01	-0.14	0.02	0.11	0.07	0.18
16:R__SLSUBBSN.hru	-0.07	-0.10	0.10	0.05	-0.10	0.10	-0.04	-0.10	0.10
17:R__HRU_SLP.hru	-0.05	-0.11	-0.02	-0.03	-0.03	0.00	-0.12	-0.13	-0.09
18:R__SOL_BD(..).sol	-0.18	-0.18	-0.04	-0.08	-0.15	-0.05	-0.09	-0.15	-0.05
19:V__CH_N2.rte	0.14	0.10	0.15	0.11	0.09	0.13	0.12	0.10	0.15
20:V__CH_K2.rte	48	44	54	50	28	54	106	105	135
21:V__BIOMIX.mgt	0.67	0.00	1.00	0.09	0.00	1.00	0.15	0.00	1.00
22:V__DEEPST.gw	5122	1000	7000	4918	1000	7000	2002	1000	7000
23:V__SHALLST.gw	176	0	300	319	0	400	245	0	400

Sub-bacia 11 (46455000 - Derocal, rio das Fêmeas)									
Parâmetros	Período I			Período II			Período III		
	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value
1:R__CN2.mgt	-0.49	-0.52	-0.47	-0.38	-0.57	-0.34	-0.54	-0.56	-0.42
2:V__ALPHA_BF.gw	0.006	0.004	0.013	0.036	0.031	0.042	0.023	0.013	0.026
3:V__GW_DELAY.gw	273	190	280	401	333	426	492	443	500
4:V__GWQMN.gw	4151	4004	4298	4684	3500	5000	4591	3500	5000
5:V__GW_REVAP.gw	0.19	0.19	0.19	0.16	0.14	0.18	0.17	0.17	0.19
6:V__REVAPMN.gw	119	113	371	107	15	271	329	100	400
7:R__SOL_K(..).sol	0.02	-0.06	0.03	-0.01	-0.06	0.06	0.00	-0.06	0.06
8:V__RCHRG_DP.gw	0.38	0.37	0.38	0.40	0.32	0.44	0.33	0.32	0.40
9:V__ESCO.hru	0.98	0.98	0.98	1.00	0.97	1.00	0.94	0.90	0.95
10:V__EPCO.hru	0.07	0.03	0.08	0.13	0.12	0.21	0.11	0.07	0.20
11:R__SOL_AWC(..).sol	0.20	0.16	0.21	0.10	-0.03	0.10	-0.01	-0.05	0.05
12:R__SOL_BD(..).sol	0.02	0.01	0.03	-0.01	-0.02	0.03	0.00	-0.05	0.05
13:V__CANMX.hru	50	49	58	9	0	17	4	2	34
14:V__SLSOIL.hru	117	117	120	132	125	132	138	123	143
15:R__SOL_Z(..).sol	-0.13	-0.18	-0.12	-0.17	-0.20	-0.05	-0.14	-0.18	-0.09
16:V__CH_N2.rte	0.19	0.17	0.20	0.15	0.10	0.20	0.18	0.10	0.20
17:V__CH_K2.rte	40	39	40	41	21	47	39	32	52
18:R__SLSUBBSN.hru	0.11	-0.15	0.15	0.08	-0.10	0.10	0.02	-0.10	0.10
19:R__OV_N.hru	0.12	0.03	0.13	0.14	0.00	0.15	0.10	0.00	0.15
20:V__BIOMIX.mgt	0.34	0.31	0.49	0.26	0.10	0.70	0.70	0.10	0.70
21:V__SHALLST.gw	2245	1030	3092	3393	1167	3723	2376	1167	3723
22:R__HRU_SLP.hru	0.01	-0.01	0.02	-0.05	-0.08	0.00	-0.04	-0.05	0.05
23:V__DEEPT.gw	39911	36168	43352	40280	10000	50000	20280	10000	50000

Sub-bacia 12 (46415000 - Sítio Grande, rio Grande)									
Parâmetros	Período I			Período II			Período III		
Parameter_Name	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value
1:R__CN2.mgt	-0.74	-0.80	-0.50	-0.68	-0.80	-0.60	-0.84	-0.85	-0.55
2:V__ALPHA_BF.gw	0.035	0.023	0.059	0.035	0.029	0.036	0.019	0.013	0.027
3:V__GW_DELAY.gw	482	379	500	497	457	500	479	434	500
4:V__GWQMN.gw	4079	2805	4416	4119	3901	4705	4547	3901	4705
5:V__GW_REVAP.gw	0.11	0.09	0.16	0.11	0.09	0.20	0.17	0.09	0.20
6:V__ESCO.hru	0.95	0.84	1.00	0.99	0.95	1.00	0.97	0.92	0.97
7:V__EPCO.hru	0.03	0.03	0.22	0.02	0.02	0.03	0.04	0.02	0.06
8:R__SOL_AWC(..).sol	-0.01	-0.02	0.02	0.02	0.00	0.07	0.03	-0.05	0.05
9:R__SOL_K(..).sol	0.00	-0.02	0.04	-0.03	-0.05	0.05	0.00	-0.05	0.05
10:V__REVAPMN.gw	485	190	500	290	150	500	389	150	500
11:V__RCHRG_DP.gw	0.45	0.36	0.50	0.32	0.24	0.36	0.27	0.23	0.33
12:V__SLSOIL.hru	139	135	145	149	137	150	150	140	150
13:V__CANMX.hru	54	50	71	28	21	29	33	28	47
14:R__SOL_Z(..).sol	-0.05	-0.05	0.01	-0.15	-0.18	0.00	-0.09	-0.10	0.10
15:R__SOL_BD(..).sol	-0.02	-0.07	0.01	-0.10	-0.10	0.00	-0.02	-0.03	0.02
16:V__DEEPST.gw	3652	2000	6000	4474	1000	7000	5602	1000	7000
17:V__SHALLST.gw	2381	987	2587	2625	2229	2677	2504	1888	3297
18:R__OV_N.hru	0.03	-0.05	0.05	0.04	-0.05	0.05	0.04	-0.05	0.05
19:R__HRU_SLP.hru	-0.03	-0.04	0.04	0.06	0.05	0.15	0.10	0.05	0.11
20:V__CH_K2.rte	291	246	500	397	300	500	345	300	500
21:V__CH_N2.rte	0.11	0.10	0.30	0.26	0.10	0.30	0.12	0.10	0.30
22:V__BIOMIX.mgt	0.97	0.00	1.00	0.04	0.00	1.00	0.27	0.00	1.00
23:R__SLSUBBSN.hru	-0.05	-0.15	0.15	0.09	-0.10	0.10	-0.10	-0.10	0.10

Sub-bacia 9 (46550000 - Barreiras, rio da Boa Sorte)									
Parâmetros	Período I			Período II			Período III		
	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value
1:R__CN2.mgt	-0.35	-0.40	0.20	-0.48	-0.51	-0.32	-0.67	-0.68	-0.49
2:V__ALPHA_BF.gw	0.014	0.012	0.015	0.013	0.013	0.015	0.012	0.012	0.015
3:V__GW_DELAY.gw	181	108	225	145	89	180	174	108	225
4:V__GWQMN.gw	4683	3033	5000	4907	3858	5000	3691	3464	4429
5:V__GW_REVAP.gw	0.07	0.02	0.20	0.13	0.02	0.13	0.17	0.14	0.18
6:V__ESCO.hru	0.40	0.20	0.54	0.24	0.22	0.40	0.37	0.37	0.46
7:V__EPCO.hru	0.14	0.00	0.32	0.20	0.12	0.28	0.48	0.34	0.50
8:R__SOL_AWC(..).sol	0.14	-0.01	0.16	0.13	0.06	0.21	-0.02	-0.04	0.05
9:V__REVAPMN.gw	444	0	500	352	0	500	282	0	500
10:V__RCHRG_DP.gw	0.06	0.00	0.32	0.02	0.00	0.05	0.03	0.00	0.11
11:V__SLSOIL.hru	121	73	150	148	132	150	145	141	150
12:V__CANMX.hru	88	75	100	100	75	100	97	93	100
13:R__SOL_K(..).sol	-0.09	-0.10	0.10	-0.18	-0.19	0.00	0.14	0.03	0.14
14:R__OV_N.hru	-0.10	-0.10	0.10	0.03	-0.10	0.10	-0.01	-0.10	0.10
15:R__SOL_Z(..).sol	-0.01	-0.06	0.05	-0.06	-0.06	0.05	0.05	0.02	0.09
16:R__SLSUBBSN.hru	0.06	-0.10	0.10	-0.07	-0.10	0.10	-0.01	-0.10	0.10
17:R__HRU_SLP.hru	-0.02	-0.04	0.07	0.07	0.02	0.10	0.00	-0.01	0.04
18:R__SOL_BD(..).sol	-0.05	-0.10	0.10	-0.06	-0.10	-0.01	-0.05	-0.09	0.00
19:V__CH_N2.rte	0.24	0.00	0.30	0.06	0.00	0.30	0.16	0.00	0.30
20:V__CH_K2.rte	17.25	0.00	138.00	16.23	5.00	33.00	12.83	8.00	17.00
21:V__BIOMIX.mgt	0.62	0.00	0.63	0.50	0.31	0.94	0.33	0.00	0.39
22:V__DEEPST.gw	5850	0	10000	8570	0	10000	7470	0	10000
23:V__SHALLST.gw	2297	2030	5408	1646	740	3853	3774	3656	5418

Sub-bacia 7 (46610000 - São Sebastião, rio Grande)									
Parâmetros	Período I			Período II			Período III		
	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value
1:R__CN2.mgt	-0.44	-0.68	-0.25	-0.32	-0.34	0.02	-0.32	-0.34	0.02
2:V__ALPHA_BF.gw	0.019	0.017	0.019	0.013	0.010	0.017	0.013	0.010	0.017
3:V__GW_DELAY.gw	226	198	290	205	100	280	205	100	280
4:V__GWQMN.gw	4463	3349	5000	4351	2988	4966	4351	2988	4966
5:V__GW_REVAP.gw	0.11	0.08	0.13	0.17	0.02	0.20	0.17	0.02	0.20
6:V__ESCO.hru	0.31	0.08	0.32	0.62	0.34	1.00	0.62	0.34	1.00
7:V__EPCO.hru	0.48	0.17	0.50	0.42	0.33	1.00	0.42	0.33	1.00
8:R__SOL_AWC(..).sol	-0.08	-0.23	-0.06	0.00	-0.14	0.02	0.00	-0.14	0.02
9:V__REVAPMN.gw	297	0	500	337	0	500	337	0	500
10:V__RCHRG_DP.gw	0.04	0.00	0.08	0.08	0.00	0.56	0.08	0.00	0.56
11:V__SLSOIL.hru	125	120	150	110	36	112	110	36	112
12:V__CANMX.hru	72	41	80	49	0	60	49	0	60
13:R__SOL_K(..).sol	0.09	0.05	0.16	-0.01	-0.10	0.10	-0.01	-0.10	0.10
14:R__OV_N.hru	-0.02	-0.10	0.10	0.00	-0.10	0.10	0.00	-0.10	0.10
15:R__SOL_Z(..).sol	0.00	-0.10	0.10	-0.01	-0.10	0.10	-0.01	-0.10	0.10
16:R__SLSUBBSN.hru	0.08	-0.10	0.10	-0.10	-0.10	0.10	-0.10	-0.10	0.10
17:R__HRU_SLP.hru	0.01	-0.10	0.10	0.05	-0.03	0.11	0.05	-0.03	0.11
18:R__SOL_BD(..).sol	0.08	-0.10	0.10	0.01	-0.10	0.10	0.01	-0.10	0.10
19:V__CH_N2.rte	0.25	0.00	0.30	0.26	0.00	0.30	0.26	0.00	0.30
20:V__CH_K2.rte	40	8	77	13	0	252	13	0	252
21:V__BIOMIX.mgt	0.31	0.23	0.70	0.27	0.00	1.00	0.27	0.00	1.00
22:V__DEEPST.gw	1937	0	3478	6190	0	10000	6190	0	10000
23:V__SHALLST.gw	3420	2407	4504	2458	0	5866	2458	0	5866

Sub-bacia 4 (46902000 - Boqueirão, rio Grande)									
Parâmetros	Período I			Período II			Período III		
Parameter_Name	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value	Fitted_Value	Min_value	Max_value
1:R__CN2.mgt	-0.46	-0.49	-0.41	-0.47	-0.49	-0.41	-0.51	-0.65	-0.15
2:V__ALPHA_BF.gw	0.007	0.003	0.010	0.009	0.003	0.010	0.012	0.004	0.013
3:V__GW_DELAY.gw	494	300	500	394	300	500	252	200	450
4:V__GWQMN.gw	4356	3895	4986	4631	4227	4891	4582	3682	5000
5:V__GW_REVAP.gw	0.17	0.14	0.20	0.15	0.14	0.18	0.14	0.07	0.18
6:V__ESCO.hru	0.45	0.27	0.55	0.42	0.27	0.55	0.27	0.26	0.75
7:V__EPCO.hru	0.82	0.54	0.85	0.70	0.54	0.85	0.36	0.00	0.50
8:R__SOL_AWC(..).sol	-0.03	-0.10	0.10	0.01	-0.10	0.10	-0.08	-0.10	0.10
9:V__REVAPMN.gw	164	0	500	471	0	500	145	0	500
10:V__RCHRG_DP.gw	0.06	0.04	0.11	0.05	0.04	0.11	0.02	0.00	0.07
11:V__SLSOIL.hru	150	145	150	146	145	150	149	100	150
12:V__CANMX.hru	67	44	69	56	44	69	93	50	100
13:R__SOL_K(..).sol	-0.12	-0.14	-0.06	-0.08	-0.14	-0.06	-0.01	-0.25	0.00
14:R__OV_N.hru	0.14	-0.01	0.17	0.11	0.05	0.15	0.04	-0.15	0.10
15:R__SOL_Z(..).sol	0.36	0.10	0.40	0.11	0.10	0.40	0.04	-0.04	0.09
16:R__SLSUBBSN.hru	0.02	-0.10	0.10	0.12	0.10	0.15	-0.05	-0.10	0.10
17:R__HRU_SLP.hru	-0.05	-0.11	-0.04	-0.13	-0.15	-0.05	0.06	-0.10	0.10
18:R__SOL_BD(..).sol	-0.02	-0.04	0.00	-0.03	-0.04	0.00	0.02	-0.10	0.10
19:V__CH_N2.rte	0.02	0.00	0.10	0.09	0.00	0.10	0.29	0.21	0.30
20:V__CH_K2.rte	4	2	6	6	2	6	9	6	10
21:V__BIOMIX.mgt	0.34	0.00	1.00	0.66	0.00	1.00	0.46	0.00	1.00
22:V__DEEPST.gw	6810	5000	15000	13770	5000	15000	13193	2000	15000
23:V__SHALLST.gw	5938	4135	7691	3394	3000	6100	444	0	4000

**APÊNDICE D – RESULTADOS DA ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DA  
CALIBRAÇÃO DE CADA POSTO FLUVIOMÉTRICO**

Sub-bacia 1 (46770000 - Fazenda Bom Jardim, rio Sapão)						
Parâmetros	Período I		Período II		Período III	
	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value
1:R__CN2.mgt	1.352	0.177	-1.776	0.076	-0.596	0.551
2:V__ALPHA_BF.gw	10.796	0.000	-2.550	0.011	-20.435	0.000
3:V__GW_DELAY.gw	-4.928	0.000	-1.461	0.145	-1.555	0.121
4:V__GWQMN.gw	0.227	0.820	-0.823	0.411	-1.033	0.302
5:V__GW_REVAP.gw	-2.475	0.014	-1.276	0.203	0.719	0.472
6:V__REVAPMN.gw	0.816	0.415	-0.088	0.930	-0.845	0.399
7:R__SOL_K(..).sol	1.554	0.121	0.783	0.434	-4.404	0.000
8:V__RCHRG_DP.gw	1.430	0.153	-0.881	0.379	1.815	0.070
9:R__SOL_AWC(..).sol	-1.168	0.243	1.610	0.108	5.356	0.000
10:V__SLSOIL.hru	-13.669	0.000	-1.806	0.072	-1.421	0.156
11:R__SOL_Z(..).sol	-7.176	0.000	6.568	0.000	2.454	0.014
12:R__SLSUBBSN.hru	1.542	0.124	0.191	0.849	0.000	1.000
13:R__OV_N.hru	-0.423	0.673	-1.249	0.212	-0.323	0.747
14:V__DEEPST.gw	-0.085	0.932	-0.608	0.543	0.835	0.404
15:V__SHALLST.gw	-1.561	0.119	2.857	0.004	1.801	0.072
16:R__HRU_SLP.hru	6.546	0.000	2.206	0.028	0.016	0.987
17:V__ESCO.hru	7.929	0.000	-3.236	0.001	0.406	0.685
18:V__EPCO.hru	-12.040	0.000	14.442	0.000	3.215	0.001
19:V__CH_K2.rte	6.710	0.000	8.852	0.000	3.621	0.000
20:R__SOL_BD(..).sol	-1.823	0.069	1.674	0.095	-2.250	0.025
21:V__CANMX.hru	-12.736	0.000	8.739	0.000	1.558	0.120
22:V__CH_N2.rte	3.467	0.001	17.631	0.000	9.567	0.000
23:V__BIOMIX.mgt	-1.878	0.061	-0.190	0.849	0.305	0.760

Sub-bacia 2 (46790000 - Formosa do Rio Preto, rio Preto)						
Parâmetros	Período I		Período II		Período III	
	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value
1:R__CN2.mgt	-3.964	0.000	-6.531	0.000	-7.301	0.000
2:V__ALPHA_BF.gw	5.687	0.000	-1.104	0.270	-4.292	0.000
3:V__GW_DELAY.gw	10.311	0.000	1.499	0.135	5.820	0.000
4:V__GWQMN.gw	1.925	0.055	2.020	0.044	1.638	0.102
5:V__GW_REVAP.gw	-0.481	0.631	-0.873	0.383	-0.442	0.658
6:V__REVAPMN.gw	0.374	0.709	-0.027	0.979	-0.980	0.328
7:R__SOL_K(..).sol	-0.761	0.447	-0.199	0.842	-1.315	0.189
8:V__RCHRG_DP.gw	2.937	0.003	0.240	0.811	1.305	0.193
9:V__ESCO.hru	-0.160	0.873	-4.033	0.000	-6.298	0.000
10:V__EPCO.hru	0.880	0.380	3.232	0.001	2.743	0.006
11:V__CANMX.hru	-0.973	0.331	6.963	0.000	0.771	0.441
12:V__SLSOIL.hru	1.358	0.175	3.750	0.000	1.663	0.097
13:R__SOL_Z(..).sol	-0.616	0.538	1.478	0.140	2.997	0.003
14:V__CH_N2.rte	0.602	0.547	-0.547	0.585	-4.434	0.000
15:V__CH_K2.rte	8.848	0.000	12.470	0.000	6.458	0.000
16:R__SLSUBBSN.hru	-0.701	0.484	-0.379	0.705	0.118	0.906
17:R__OV_N.hru	-0.151	0.880	-0.117	0.907	-0.352	0.725
18:V__DEEPST.gw	-0.031	0.975	1.192	0.234	0.798	0.425
19:V__SHALLST.gw	1.057	0.291	-0.334	0.739	-0.959	0.338
20:R__HRU_SLP.hru	-0.398	0.691	-0.737	0.462	-3.341	0.001
21:R__SOL_AWC(..).sol	0.459	0.646	0.660	0.510	5.339	0.000
22:R__SOL_BD(..).sol	-0.299	0.765	-5.672	0.000	-6.606	0.000
23:V__BIOMIX.mgt	0.430	0.667	-0.800	0.424	-0.803	0.422

Sub-bacia 6 (46570000 - Ponte Serafim - Montante, rio de Janeiro)						
Parâmetros	Período I		Período II		Período III	
	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value
1:R__CN2.mgt	-1.163	0.245	-3.271	0.001	-0.770	0.442
2:V__ALPHA_BF.gw	2.935	0.003	-0.626	0.532	-3.077	0.002
3:V__GW_DELAY.gw	-1.237	0.217	9.216	0.000	6.734	0.000
4:V__GWQMN.gw	1.448	0.148	0.303	0.762	0.504	0.615
5:V__GW_REVAP.gw	0.149	0.882	0.226	0.821	0.926	0.355
6:V__REVAPMN.gw	-0.632	0.528	-0.195	0.846	0.553	0.580
7:R__SOL_K(..).sol	0.227	0.821	-0.426	0.670	-0.614	0.540
8:V__RCHRG_DP.gw	2.228	0.026	-2.403	0.017	-12.119	0.000
9:V__ESCO.hru	-0.919	0.358	0.061	0.951	-9.697	0.000
10:V__EPCO.hru	-0.813	0.417	0.511	0.609	0.750	0.454
11:V__CANMX.hru	-0.273	0.785	-0.256	0.798	0.044	0.965
12:V__SLSOIL.hru	-0.169	0.866	-1.237	0.217	4.415	0.000
13:R__SOL_Z(..).sol	-0.735	0.462	-1.628	0.104	0.273	0.785
14:V__CH_N2.rte	2.267	0.024	-0.918	0.359	1.235	0.218
15:V__CH_K2.rte	22.005	0.000	1.523	0.128	-0.081	0.935
16:R__SLSUBBSN.hru	0.431	0.667	-0.852	0.395	0.787	0.432
17:R__OV_N.hru	0.006	0.995	-1.934	0.054	-1.392	0.165
18:V__DEEPST.gw	0.411	0.681	0.366	0.715	0.124	0.902
19:V__SHALLST.gw	-0.558	0.577	0.521	0.603	-0.819	0.413
20:R__HRU_SLP.hru	-0.233	0.816	0.360	0.719	-2.175	0.030
21:R__SOL_AWC(..).sol	-0.111	0.912	-0.043	0.965	0.996	0.320
22:R__SOL_BD(..).sol	0.392	0.695	-0.988	0.323	-1.617	0.107
23:V__BIOMIX.mgt	-0.608	0.544	-0.644	0.520	-0.929	0.353

Sub-bacia 5 (46590000 - Nova Vida - Montante, rio Branco)						
Parâmetros	Período I		Período II		Período III	
	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value
1:R__CN2.mgt	-0.795	0.427	-1.830	0.068	-2.147	0.032
2:V__ALPHA_BF.gw	-0.331	0.741	1.807	0.071	2.181	0.030
3:V__GW_DELAY.gw	1.465	0.144	-1.338	0.182	-1.565	0.118
4:V__GWQMN.gw	8.702	0.000	-9.288	0.000	-0.636	0.525
5:V__GW_REVAP.gw	2.060	0.040	0.670	0.503	-0.539	0.590
6:V__ESCO.hru	-0.608	0.543	2.037	0.042	1.721	0.086
7:V__EPCO.hru	2.115	0.035	-4.219	0.000	-0.223	0.824
8:R__SOL_AWC(..).sol	1.220	0.223	0.372	0.710	0.118	0.906
9:V__REVAPMN.gw	1.510	0.132	2.062	0.040	0.387	0.699
10:V__RCHRG_DP.gw	0.032	0.975	-0.399	0.690	-0.315	0.753
11:V__SLSOIL.hru	-0.272	0.786	-1.265	0.207	-1.629	0.104
12:V__CANMX.hru	17.953	0.000	20.320	0.000	-3.426	0.001
13:R__SOL_K(..).sol	-2.576	0.010	5.378	0.000	1.971	0.049
14:R__OV_N.hru	1.043	0.298	7.429	0.000	3.651	0.000
15:R__SOL_Z(..).sol	0.269	0.788	8.815	0.000	1.838	0.067
16:R__SLSUBBSN.hru	-0.437	0.662	0.544	0.587	-0.272	0.786
17:R__HRU_SLP.hru	-0.260	0.795	0.181	0.856	0.232	0.816
18:R__SOL_BD(..).sol	-0.838	0.402	-0.280	0.780	1.238	0.216
19:V__CH_N2.rte	0.667	0.505	0.845	0.398	0.612	0.541
20:V__CH_K2.rte	0.993	0.321	0.682	0.496	0.228	0.820
21:V__BIOMIX.mgt	-0.926	0.355	1.012	0.312	-1.188	0.236
22:V__DEEPST.gw	-0.900	0.369	-2.230	0.026	-2.958	0.003
23:V__SHALLST.gw	-1.467	0.143	-1.744	0.082	-1.097	0.273

Sub-bacia 8 (46543000 - Fazenda Redenção, rio de Ondas)						
Parâmetros	Período I		Período II		Período III	
	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value
1:R__CN2.mgt	-3.314	0.001	-1.634	0.103	-0.242	0.809
2:V__ALPHA_BF.gw	-14.258	0.000	1.324	0.186	1.269	0.205
3:V__GW_DELAY.gw	4.843	0.000	1.609	0.108	4.174	0.000
4:V__GWQMN.gw	9.779	0.000	-0.568	0.570	0.265	0.791
5:V__GW_REVAP.gw	3.139	0.002	0.053	0.957	3.724	0.000
6:V__ESCO.hru	0.086	0.932	-0.289	0.773	-1.104	0.270
7:V__EPCO.hru	-5.071	0.000	-0.635	0.526	-2.929	0.004
8:R__SOL_AWC(..).sol	0.905	0.366	-4.782	0.000	-25.519	0.000
9:V__REVAPMN.gw	0.822	0.411	-0.006	0.995	-3.020	0.003
10:V__RCHRG_DP.gw	-0.790	0.430	3.777	0.000	-7.955	0.000
11:V__SLSOIL.hru	-11.168	0.000	-0.104	0.917	-2.101	0.036
12:V__CANMX.hru	-4.157	0.000	-1.079	0.281	-0.656	0.512
13:R__SOL_K(..).sol	-1.357	0.176	-0.882	0.378	2.738	0.006
14:R__OV_N.hru	14.546	0.000	-0.427	0.669	2.287	0.023
15:R__SOL_Z(..).sol	0.919	0.359	-0.091	0.927	1.837	0.067
16:R__SLSUBBSN.hru	0.844	0.399	-1.060	0.290	1.328	0.185
17:R__HRU_SLP.hru	-0.032	0.974	-2.154	0.032	-0.296	0.767
18:R__SOL_BD(..).sol	-2.066	0.039	-0.949	0.343	-0.374	0.708
19:V__CH_N2.rte	0.585	0.559	0.727	0.467	-0.319	0.750
20:V__CH_K2.rte	-6.614	0.000	-0.198	0.843	0.296	0.768
21:V__BIOMIX.mgt	-8.420	0.000	-0.215	0.830	-0.088	0.930
22:V__DEEPST.gw	-0.451	0.652	0.009	0.993	-0.473	0.637
23:V__SHALLST.gw	0.682	0.495	1.080	0.281	0.495	0.620

Parâmetros	Sub-bacia 10 (46490000 - Fazenda Coqueiro, rio São Desidério)					
	Período I		Período II		Período III	
	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value
1:R__CN2.mgt	-13.723	0.000	-1.864	0.063	-0.654	0.513
2:V__ALPHA_BF.gw	-9.897	0.000	5.982	0.000	-1.602	0.110
3:V__GW_DELAY.gw	0.285	0.776	1.935	0.054	0.208	0.835
4:V__GWQMN.gw	-0.780	0.436	-0.944	0.346	-0.588	0.557
5:V__GW_REVAP.gw	-0.170	0.865	1.631	0.104	0.370	0.712
6:V__ESCO.hru	-1.479	0.140	-4.394	0.000	0.679	0.498
7:V__EPCO.hru	1.630	0.104	5.739	0.000	0.143	0.886
8:R__SOL_AWC(..).sol	-5.362	0.000	-6.097	0.000	-2.562	0.011
9:V__REVAPMN.gw	-0.651	0.515	-0.452	0.652	-0.897	0.370
10:V__RCHRG_DP.gw	-2.313	0.021	-7.614	0.000	-1.099	0.272
11:V__SLSOIL.hru	6.275	0.000	27.944	0.000	1.241	0.215
12:V__CANMX.hru	1.310	0.191	7.260	0.000	-0.565	0.572
13:R__SOL_K(..).sol	-3.329	0.001	-6.476	0.000	3.142	0.002
14:R__OV_N.hru	1.397	0.163	1.085	0.278	0.086	0.931
15:R__SOL_Z(..).sol	0.396	0.692	2.947	0.003	-0.840	0.402
16:R__SLSUBBSN.hru	0.904	0.367	0.816	0.415	0.542	0.588
17:R__HRU_SLP.hru	-4.343	0.000	-7.475	0.000	0.029	0.977
18:R__SOL_BD(..).sol	-0.534	0.594	-0.251	0.802	-0.880	0.380
19:V__CH_N2.rte	1.740	0.083	2.063	0.040	-1.173	0.241
20:V__CH_K2.rte	4.169	0.000	29.796	0.000	-2.472	0.014
21:V__BIOMIX.mgt	-1.040	0.299	0.025	0.980	-1.285	0.200
22:V__DEEPST.gw	0.548	0.584	0.623	0.534	1.666	0.096
23:V__SHALLST.gw	-0.909	0.364	0.342	0.732	-0.184	0.854

Parâmetros	Sub-bacia 11 (46455000 - Derocal, rio das Fêmeas)					
	Período I		Período II		Período III	
	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value
1:R__CN2.mgt	1.513	0.131	-0.701	0.484	-2.999	0.003
2:V__ALPHA_BF.gw	-41.624	0.000	-2.022	0.044	-1.431	0.153
3:V__GW_DELAY.gw	63.271	0.000	2.211	0.028	2.630	0.009
4:V__GWQMN.gw	0.565	0.572	-0.469	0.639	-0.136	0.892
5:V__GW_REVAP.gw	-0.041	0.967	2.234	0.026	1.773	0.077
6:V__ESCO.hru	0.178	0.858	0.513	0.608	0.960	0.337
7:V__EPCO.hru	-0.468	0.640	-0.958	0.338	-1.398	0.163
8:R__SOL_AWC(..).sol	-4.160	0.000	29.789	0.000	5.694	0.000
9:V__REVAPMN.gw	-0.872	0.384	6.391	0.000	3.327	0.001
10:V__RCHRG_DP.gw	-0.603	0.547	-5.033	0.000	-2.765	0.006
11:V__SLSOIL.hru	1.779	0.076	-5.616	0.000	-3.378	0.001
12:V__CANMX.hru	4.588	0.000	-1.236	0.217	-1.474	0.141
13:R__SOL_K(..).sol	1.160	0.247	-11.260	0.000	-4.848	0.000
14:R__OV_N.hru	-3.615	0.000	1.027	0.305	2.340	0.020
15:R__SOL_Z(..).sol	2.327	0.020	-4.142	0.000	-0.857	0.392
16:R__SLSUBBSN.hru	14.167	0.000	0.759	0.448	0.588	0.557
17:R__HRU_SLP.hru	-0.826	0.409	4.226	0.000	-3.989	0.000
18:R__SOL_BD(..).sol	-1.252	0.211	0.467	0.641	-0.501	0.616
19:V__CH_N2.rte	-1.826	0.069	-0.788	0.431	-0.311	0.756
20:V__CH_K2.rte	0.541	0.589	-1.012	0.312	-1.697	0.090
21:V__BIOMIX.mgt	-1.479	0.140	-0.477	0.634	-0.005	0.996
22:V__DEEPST.gw	1.061	0.289	-0.840	0.401	-1.603	0.110
23:V__SHALLST.gw	0.295	0.768	0.720	0.472	0.492	0.623

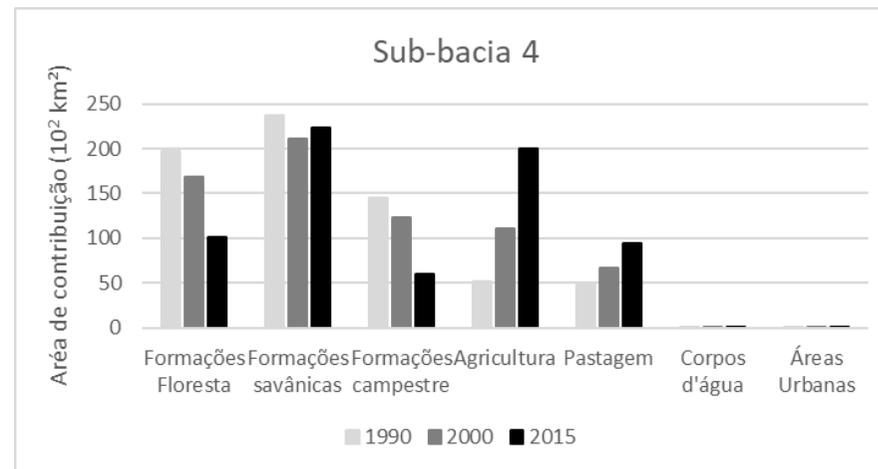
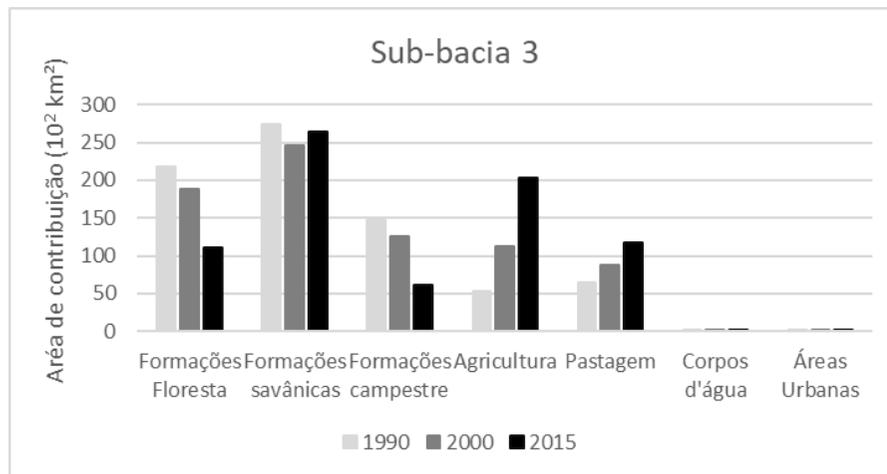
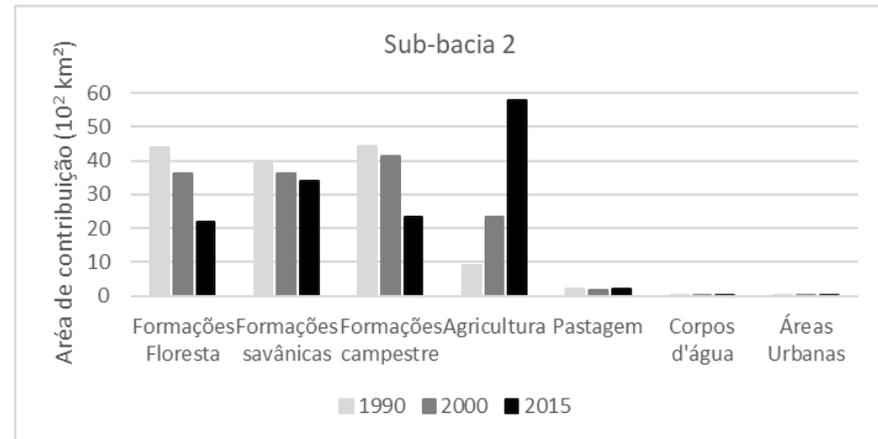
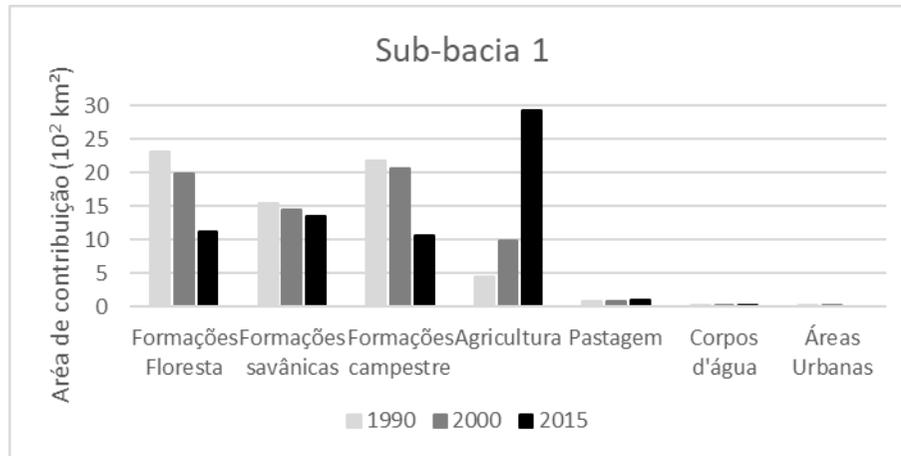
Parâmetros	Sub-bacia 12 (46415000 - Sítio Grande, rio Grande)					
	Período I		Período II		Período III	
	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value
1:R__CN2.mgt	-0.939	0.348	-0.433	0.665	-1.096	0.274
2:V__ALPHA_BF.gw	-8.409	0.000	-2.768	0.006	-3.757	0.000
3:V__GW_DELAY.gw	0.313	0.754	2.236	0.026	2.178	0.030
4:V__GWQMN.gw	0.059	0.953	-0.632	0.528	-0.467	0.641
5:V__GW_REVAP.gw	-0.930	0.353	-1.391	0.165	-0.098	0.922
6:V__ESCO.hru	27.533	0.000	8.637	0.000	1.990	0.047
7:V__EPCO.hru	-13.856	0.000	0.989	0.323	1.660	0.097
8:R__SOL_AWC(..).sol	-0.752	0.452	-5.959	0.000	-3.719	0.000
9:R__SOL_K(..).sol	-0.749	0.454	-1.040	0.299	-1.329	0.184
10:V__REVAPMN.gw	-0.560	0.576	-0.101	0.920	-0.473	0.637
11:V__RCHRG_DP.gw	37.067	0.000	25.515	0.000	6.865	0.000
12:V__SLSOIL.hru	2.537	0.011	1.783	0.075	2.621	0.009
13:V__CANMX.hru	-7.711	0.000	-4.646	0.000	-4.980	0.000
14:R__SOL_Z(..).sol	-6.062	0.000	-7.321	0.000	-4.663	0.000
15:R__SOL_BD(..).sol	-1.474	0.141	-1.085	0.278	-2.790	0.005
16:V__DEEPST.gw	0.422	0.673	0.818	0.414	0.716	0.475
17:V__SHALLST.gw	-1.018	0.309	-1.615	0.107	-1.194	0.233
18:R__OV_N.hru	-0.530	0.596	-0.843	0.400	-0.111	0.912
19:R__HRU_SLP.hru	-2.767	0.006	-2.826	0.005	-2.565	0.011
20:V__CH_K2.rte	-0.130	0.896	-0.501	0.617	-0.199	0.842
21:V__CH_N2.rte	-0.240	0.810	-0.698	0.485	-0.431	0.667
22:V__BIOMIX.mgt	-0.020	0.984	-0.767	0.443	-0.468	0.640
23:R__SLSUBBSN.hru	-1.288	0.198	-0.776	0.438	-0.905	0.366

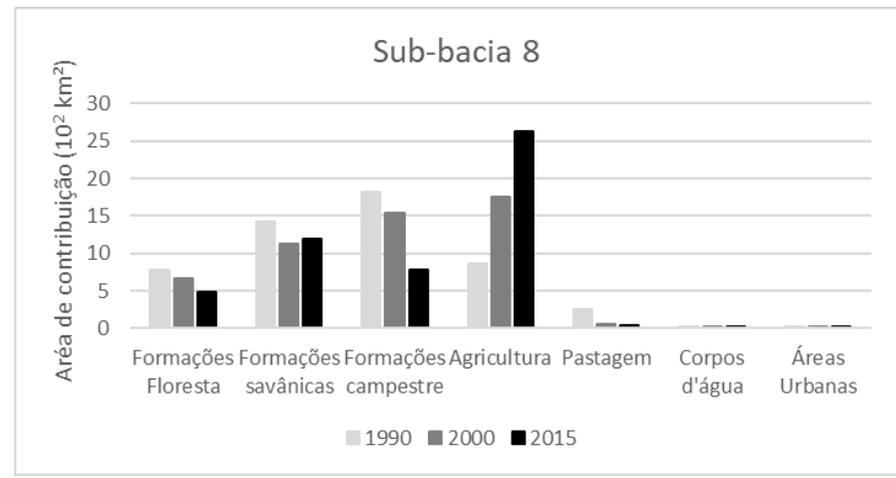
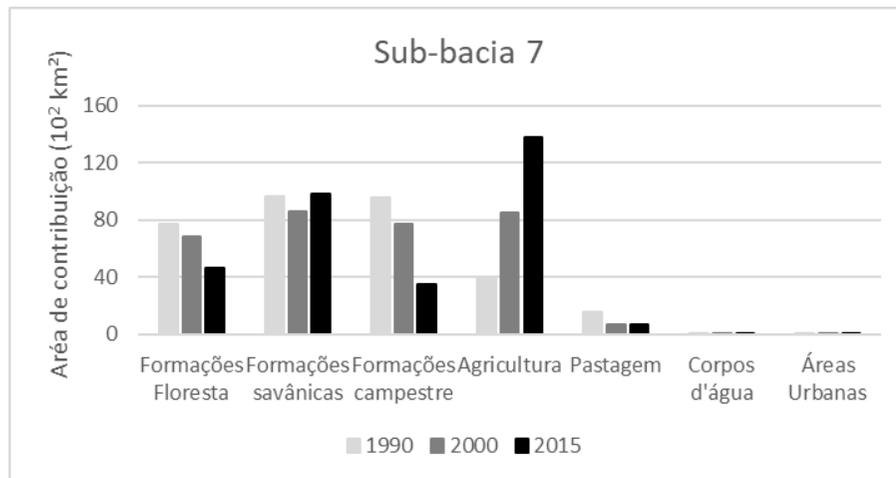
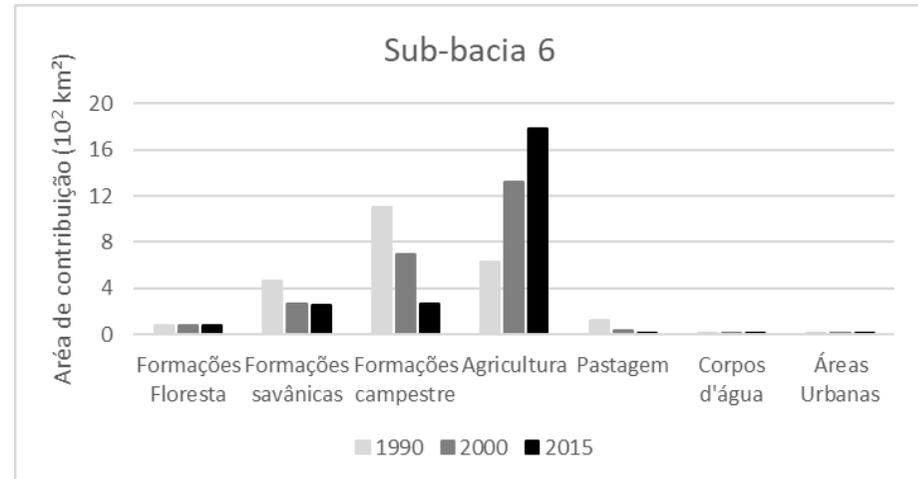
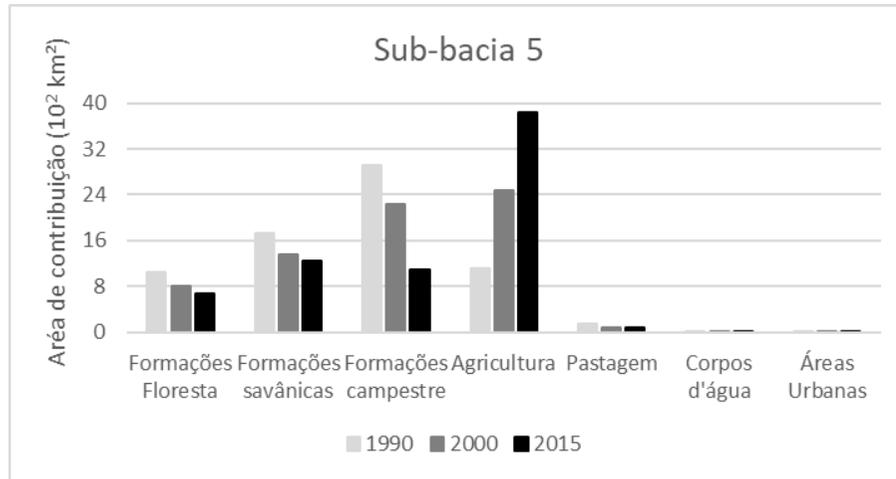
Parâmetros	Sub-bacia 9 (46550000 - Barreiras, rio da Boa Sorte)					
	Período I		Período II		Período III	
	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value
1:R__CN2.mgt	-2.701	0.007	-1.320	0.187	-1.160	0.247
2:V__ALPHA_BF.gw	2.240	0.026	0.995	0.320	-1.857	0.064
3:V__GW_DELAY.gw	0.809	0.419	1.607	0.109	1.869	0.062
4:V__GWQMN.gw	3.870	0.000	-0.026	0.979	1.472	0.142
5:V__GW_REVAP.gw	7.101	0.000	0.838	0.402	1.338	0.182
6:V__ESCO.hru	-1.927	0.055	-1.540	0.124	-2.965	0.003
7:V__EPCO.hru	5.277	0.000	0.981	0.327	2.316	0.021
8:R__SOL_AWC(..).sol	2.112	0.035	-1.257	0.209	-0.118	0.906
9:V__REVAPMN.gw	0.071	0.943	0.101	0.920	-0.462	0.644
10:V__RCHRG_DP.gw	-3.307	0.001	-2.205	0.028	-2.166	0.031
11:V__SLSOIL.hru	2.410	0.016	3.583	0.000	2.955	0.003
12:V__CANMX.hru	2.309	0.021	-0.422	0.673	-0.359	0.719
13:R__SOL_K(..).sol	-1.000	0.318	-1.560	0.119	-1.282	0.201
14:R__OV_N.hru	0.662	0.508	0.774	0.440	0.356	0.722
15:R__SOL_Z(..).sol	0.028	0.978	0.677	0.499	2.222	0.027
16:R__SLSUBBSN.hru	-2.362	0.019	0.561	0.575	0.827	0.409
17:R__HRU_SLP.hru	-0.887	0.375	-1.450	0.148	-0.742	0.458
18:R__SOL_BD(..).sol	-0.265	0.791	-0.416	0.677	-1.046	0.296
19:V__CH_N2.rte	0.907	0.365	1.357	0.175	1.212	0.226
20:V__CH_K2.rte	-35.255	0.000	-2.064	0.040	5.683	0.000
21:V__BIOMIX.mgt	-3.584	0.000	0.888	0.375	0.844	0.399
22:V__DEEPST.gw	0.401	0.689	0.963	0.336	0.371	0.711
23:V__SHALLST.gw	-6.712	0.000	-0.342	0.732	-2.510	0.012

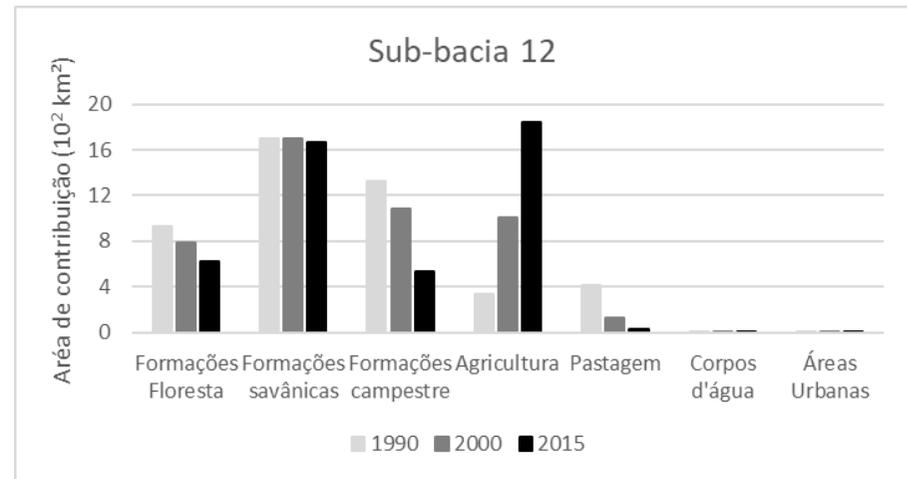
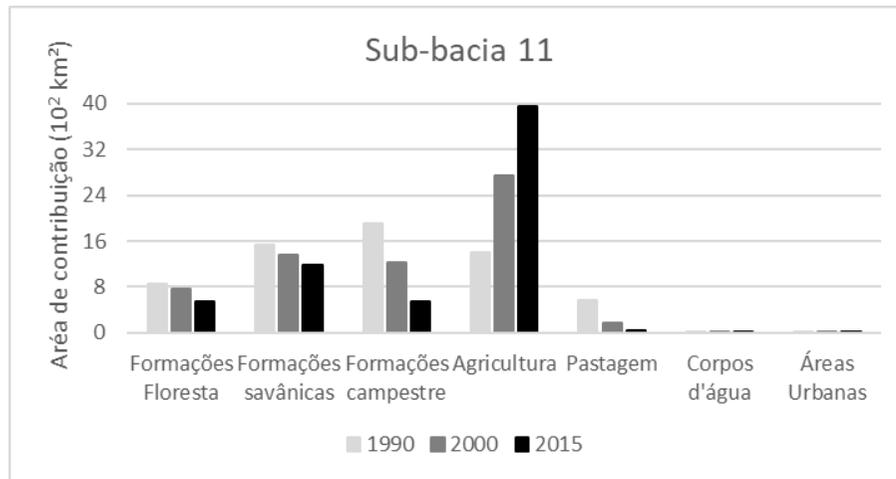
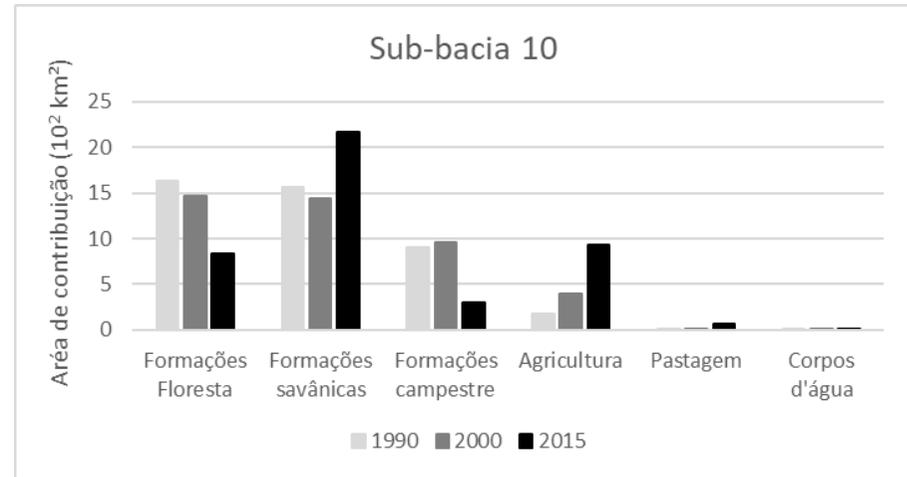
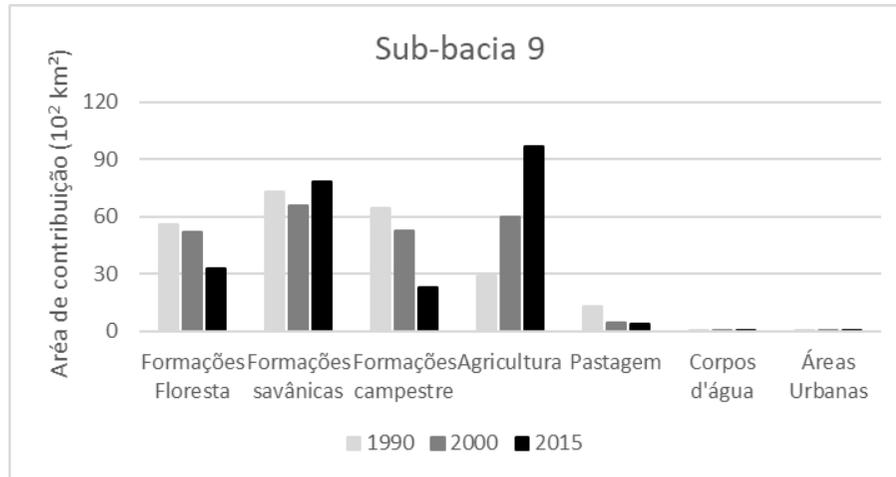
Sub-bacia 7 (46610000 - São Sebastião, rio Grande)						
Parâmetros	Período I		Período II		Período III	
	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value
1:R__CN2.mgt	-0.937	0.349	1.666	0.096	0.759	0.448
2:V__ALPHA_BF.gw	4.772	0.000	11.847	0.000	8.368	0.000
3:V__GW_DELAY.gw	1.188	0.236	-0.654	0.513	-0.695	0.487
4:V__GWQMN.gw	2.398	0.017	3.267	0.001	2.717	0.007
5:V__GW_REVAP.gw	3.481	0.001	3.768	0.000	3.813	0.000
6:V__ESCO.hru	-0.825	0.410	-2.907	0.004	-5.563	0.000
7:V__EPCO.hru	0.890	0.374	1.023	0.307	1.588	0.113
8:R__SOL_AWC(..).sol	0.811	0.418	2.045	0.041	1.664	0.097
9:V__REVAPMN.gw	0.269	0.788	0.233	0.816	0.275	0.783
10:V__RCHRG_DP.gw	-0.497	0.619	-4.721	0.000	-4.649	0.000
11:V__SLSOIL.hru	-0.091	0.928	1.451	0.147	4.246	0.000
12:V__CANMX.hru	-1.365	0.173	1.743	0.082	3.045	0.002
13:R__SOL_K(..).sol	0.130	0.897	0.348	0.728	0.439	0.661
14:R__OV_N.hru	0.832	0.406	0.448	0.654	0.223	0.823
15:R__SOL_Z(..).sol	1.050	0.294	0.381	0.703	0.782	0.435
16:R__SLSUBBSN.hru	0.259	0.796	-1.676	0.094	-1.363	0.173
17:R__HRU_SLP.hru	0.108	0.914	-1.689	0.092	-2.739	0.006
18:R__SOL_BD(..).sol	-0.104	0.917	-0.449	0.654	-1.846	0.066
19:V__CH_N2.rte	1.282	0.200	-0.634	0.526	-0.631	0.528
20:V__CH_K2.rte	-19.161	0.000	-24.026	0.000	-23.756	0.000
21:V__BIOMIX.mgt	-0.281	0.779	-2.326	0.020	-1.981	0.048
22:V__DEEPST.gw	0.287	0.774	-1.070	0.285	-1.032	0.303
23:V__SHALLST.gw	-2.016	0.044	-6.114	0.000	-4.329	0.000

Sub-bacia 4 (46902000 - Boqueirão, rio Grande)						
Parâmetros	Período I		Período II		Período III	
	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value	t-Stat	P-Value
1:R__CN2.mgt	-2.088	0.037	-2.317	0.021	-1.966	0.050
2:V__ALPHA_BF.gw	3.501	0.001	0.430	0.668	-2.310	0.021
3:V__GW_DELAY.gw	1.203	0.229	1.117	0.265	0.597	0.551
4:V__GWQMN.gw	7.025	0.000	4.967	0.000	-1.219	0.224
5:V__GW_REVAP.gw	7.525	0.000	2.824	0.005	-0.075	0.941
6:V__ESCO.hru	-2.505	0.013	-2.337	0.020	-3.169	0.002
7:V__EPCO.hru	-0.394	0.694	-0.544	0.587	1.533	0.126
8:R__SOL_AWC(..).sol	-0.052	0.958	0.036	0.971	-0.165	0.869
9:V__REVAPMN.gw	-1.300	0.194	-1.365	0.173	-0.635	0.526
10:V__RCHRG_DP.gw	-1.428	0.154	-5.187	0.000	1.358	0.175
11:V__SLSOIL.hru	2.511	0.012	1.777	0.076	21.005	0.000
12:V__CANMX.hru	2.839	0.005	1.861	0.063	1.104	0.270
13:R__SOL_K(..).sol	-1.571	0.117	-1.007	0.315	-1.491	0.137
14:R__OV_N.hru	1.467	0.143	1.940	0.053	0.595	0.552
15:R__SOL_Z(..).sol	5.020	0.000	2.935	0.004	0.343	0.732
16:R__SLSUBBSN.hru	-0.676	0.499	-1.679	0.094	0.428	0.669
17:R__HRU_SLP.hru	-4.331	0.000	-5.997	0.000	-1.382	0.168
18:R__SOL_BD(..).sol	-1.033	0.302	-1.325	0.186	-1.155	0.249
19:V__CH_N2.rte	0.101	0.920	-0.606	0.545	0.227	0.821
20:V__CH_K2.rte	-7.456	0.000	17.176	0.000	2.831	0.005
21:V__BIOMIX.mgt	-1.263	0.207	-0.418	0.676	-0.598	0.550
22:V__DEEPST.gw	-1.075	0.283	-0.981	0.327	-0.391	0.696
23:V__SHALLST.gw	-21.749	0.000	-11.562	0.000	-0.478	0.633

**APÊNDICE E – ÁREAS DAS CLASSES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO REFERENTE ÀS ÁREAS DE CONTRIBUIÇÃO DOS ANOS DE 1990, 2000 E 2015**







**APÊNDICE F – ÁREAS IRRIGADA TOTAL A MONTANTE DE CADA  
POSTOS FLUVIOMÉTRICOS USADO NA MODELAGEM HIDROLÓGICA  
REFERENTE AOS LUCC DE 1990, 2000 E 2015**

