



**PÂMELA RAFANELE FRANÇA PINTO**

**SEGURANÇA HÍDRICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO  
RIO PARAÓPEBA**

**LAVRAS – MG  
2024**

**PÂMELA RAFANELE FRANÇA PINTO**

**SEGURANÇA HÍDRICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÓPEBA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, área de concentração em Hidrologia, para a obtenção do título de Mestre.

**Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Lívia Alves Alvarenga**  
**Orientadora**

**Prof. Dr. Javier Tomasella**  
**Coorientador**

**LAVRAS – MG**  
**2024**

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Pinto, Pâmela Rafanele França.  
Segurança hídrica na bacia hidrográfica do rio Paraopeba /  
Pâmela Rafanele França Pinto. - 2024.  
89 p.: il.

Orientador(a): Lívia Alves Alvarenga.  
Coorientador(a): Javier Tomasella.  
Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de  
Lavras, 2024.  
Bibliografia.

1. Modelagem hidrológica. 2. Mudanças no uso e cobertura do  
solo. 3. Disponibilidade hídrica. I. Alvarenga, Lívia Alves. II.  
Tomasella, Javier. III. Título.

**PÂMELA RAFANELE FRANÇA PINTO**

**SEGURANÇA HÍDRICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÓPEBA**

**WATER SECURITY IN THE PARAÓPEBA RIVER BASIN**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, área de concentração em Hidrologia, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 16 de julho de 2024.

Dr<sup>a</sup>. Lívia Alves Alvarenga (Presidente) – Universidade Federal de Lavras

Dr. Carlos Rogério de Mello (Membro interno) – Universidade Federal de Lavras

Dr. Javier Tomasella (Membro Externo) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

Dr. José Alves Junqueira Júnior (Membro Externo) – Instituto Federal do Sudeste de Minas Gerais

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Lívia Alves Alvarenga  
Orientadora

Prof. Dr. Javier Tomasella  
Coorientador

**LAVRAS – MG  
2024**

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer à Deus, pelas oportunidades que tive na minha vida.

Aos meus pais, Alberto (que está lá no céu, olhando por nós) e Eva que são uma fonte inesgotável de amor, força e fé.

À minha família que sempre me apoia, em especial aos meus avós Maria (*in memorian*) e Ezequiel e minha tia Teresinha (*in memorian*).

À Ariane, Evane e Simone, por serem uma rede de apoio à minha mãe enquanto eu não estou por perto. À Dona Rosa pelas orações.

À Marina, Mateus e Miguel, por serem grandes amigos que compartilharam experiências, risadas, por me apoiarem e tornar tudo mais leve. Por serem presentes e me ajudarem sempre. Vocês são fonte de inspiração.

À Maria e Celso, pelas conversas, videochamadas, reflexões, companheirismos e apoio. Ao José Inocêncio pelas ligações, conversas aleatórias, pelo apoio e trocas de ideias sobre a vida e hidráulica. Por sempre estarem presentes, mesmo com a distância física. Por sempre acreditarem na minha capacidade. Sem vocês tudo seria mais difícil.

À Cecília, Júlia e Paulo e por fazerem da minha casa de Lavras um lar. Aos meus amigos que sempre me apoiaram e estiveram ao meu lado, obrigada por tudo, em especial ao Rafael, Jaqueline, Alice, Bianca, Wigor, Joice e Jean.

À Pâmela Melo pelos conselhos, ajudas e paciência durante o desenvolvimento do trabalho.

À Professora Doutora Lívia Alves Alvarenga, pela orientação, paciência, acolhimento, incentivo, ensinamento e conselhos.

Ao Professor Doutor Javier Tomasella pela coorientação, paciência, oportunidade, dicas e pelos ensinamentos.

Aos membros que compõem a banca avaliadora pela colaboração.

Aos professores, discentes e técnicos do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos.

Ao apoio da Universidade Federal de Lavras (UFLA), Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) (TED ANA/UFLA nº 011/2020), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais

(FAPEMIG) (Processos 305295/2021-7 e APQ-00709-21). O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

## RESUMO

O acesso à água potável e segura para todos é um desafio principalmente ao considerar em uma bacia hidrográfica o aumento populacional, as alterações no uso e cobertura do solo e os possíveis impactos na resposta hidrológica local. Considerando os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), pouco se tem estudado sobre os impactos do uso e cobertura do solo e as projeções no aumento do consumo de água para o abastecimento público da população estimada para o ano de 2030, na bacia hidrográfica do Rio Paraopeba (BHRP). A BHRP, afluente do rio São Francisco, contribui para o abastecimento de água na região metropolitana de Belo Horizonte. Desta forma, o objetivo deste estudo foi avaliar a segurança hídrica na bacia hidrográfica do rio Paraopeba considerando o consumo de água na região e os impactos causados pelas mudanças de uso e cobertura do solo. O desempenho do modelo hidrológico MHD-INPE foi avaliado na BHRP no período de 1985 a 2018. O MHD-INPE foi utilizado para verificar a disponibilidade hídrica considerando diferentes cenários. Seis cenários foram elaborados. O cenário atual (CA) considera a evolução da mudança do uso e cobertura do solo no tempo (1985 a 2018) e o consumo médio para a população média abastecida até 2018. O cenário C1 utiliza somente o mapa de uso e cobertura do solo de 1985 e o consumo de água para o abastecimento público da população estimada para o mesmo ano, considerando o consumo médio per capita até 2018 e a manutenção das perdas na distribuição. Quatro cenários consideram o aumento no consumo da água, visando o abastecimento da população projetada para 2030 (C2, C3, C4 e C5). Nesses quatro cenários considera-se combinações de consumo (máximo e médio) com perdas na distribuição (manutenção e redução). Quando comparado ao cenário atual, no cenário C1 em seis das sete sub-bacias há aumento na evapotranspiração e evaporação do dossel. Além disso, observa-se um aumento nas vazões mínimas. Já para os cenários com aumento no consumo da água (C2, C3, C4 e C5), tem-se uma redução das vazões mínimas. Apesar disso, observa-se que, segundo as simulações, haverá o atendimento da meta 6.1 do sexto ODS que se relaciona com o acesso universal à água em relação à aspectos quantitativos. Observa-se que dentre os cenários de consumo de água, aquele de consumo médio e redução das perdas no sistema de distribuição foi o que apresentou melhores resultados, ou seja, menores reduções na disponibilidade hídrica. Além disso, esses cenários impactaram a geração de energia elétrica. Para o cenário C1 haveria redução de falhas e aumento na geração de energia elétrica. Já para os cenários de consumo de água, ocorre o oposto. Verificou-se a redução na geração de energia elétrica simulada e no volume útil armazenado no reservatório da Usina Hidrelétrica de Retiro Baixo, com consequente aumento nas falhas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Modelagem hidrológica; Mudanças no uso e cobertura do solo; Disponibilidade hídrica; Desenvolvimento sustentável; Região Metropolitana de Belo Horizonte.

## ABSTRACT

Access to safe drinking water for everyone is a challenge, especially when considering population growth, land use and cover changes and possible impacts on the local hydrological responses. Considering the Sustainable Development Goals (SDGs), little has been studied about the impacts of land use and land cover and the projections for increased water consumption for the public supply of the population estimated for the year 2030, in the Paraopeba River basin (PRB). The PRB is a tributary of the São Francisco River and contributes to water supply in the Belo Horizonte metropolitan region. The objective of this study was to evaluate water security in the Paraopeba River basin considering water consumption in the region and the impacts caused by changes in land use and cover. The performance of the MHD-INPE hydrological model was evaluated at PRB from 1985 to 2018. The MHD-INPE was used to verify water availability considering different scenarios. Six scenarios were developed. The current scenario (CA) considers the evolution of land use and land cover change over time (1985 to 2018) and the average consumption for the average population supplied by 2018. Scenario C1 uses only the land use and land cover map from 1985 and water consumption for public supply of the estimated population for the same year, considering average per capita consumption until 2018 and the maintenance distribution losses. Four scenarios consider the increase in water consumption to supply the population projected for 2030 (C2, C3, C4 and C5). In these four scenarios, combinations of consumption (maximum and average) with distribution losses (maintenance and reduction) are considered. Compared to the current scenario (CA), in scenario C1 there is an increase in evapotranspiration and canopy evaporation in six of the seven sub-basins. There is also an increase in minimum flows. For the scenarios with increased water consumption (C2, C3, C4 and C5), there is a reduction in minimum flows. According to the simulations, target 6.1 of the sixth SDG, which relates to universal access to water in terms of quantitative aspects, will be met. Among the water consumption scenarios, the one with average consumption and reduction of losses in the distribution system was the one that presented the best results. In other words, smaller reductions in water availability. In addition, these scenarios impacted electricity generation. For scenario C1, there would be a reduction in failures and an increase in electrical energy generation. For scenario C1, there would be a reduction in failures and an increase in electrical energy generation. For water consumption scenarios, the opposite occurs. There was a reduction in estimated electrical energy generation and in the useful volume stored in the Retiro Baixo Hydroelectric Plant reservoir, with a consequent increase in failures.

**KEYWORDS:** Hydrological modeling; Land use and land cover changes; Water availability; Sustainable development; Belo Horizonte Metropolitan Region.

## **INDICADORES DE IMPACTOS**

Por meio das aplicações deste estudo pode-se verificar impactos nos âmbitos sociais, econômicos e ambientais. O estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Paraopeba, gerando resultados que podem beneficiar a formulação de políticas públicas para os 48 municípios dessa bacia, além dos municípios que não estão na bacia e precisam da água para o abastecimento público, como o município de Belo Horizonte. No estudo é mostrado os impactos das modificações do uso e cobertura do solo e aumento do uso da água na hidrologia da bacia hidrográfica. A pesquisa leva em consideração o atendimento universal e equitativo a água potável, a melhoria na eficiência do uso da água com redução das perdas de distribuição. Pode ser destacado o sexto Objetivo de Desenvolvimento Sustentável. Este trabalho também pode contribuir para gerar ações visando assegurar o acesso à água para as gerações atuais e futura, manutenção das atividades produtivas, aumento da segurança hídrica e produção de energia elétrica.

## **IMPACT INDICATORS**

Through the applications of this study, it is possible to verify impacts in the social, economic and environmental spheres. The study was developed in the Paraopeba River basin, generating results that can benefit the formulation of public policies for the 48 municipalities of this basin, in addition to the municipalities that are not in the basin and need water for public supply, such as the municipality of Belo Horizonte. The study shows the impacts of in land use and land cover change and increased water use on the hydrology of the watershed. The research considers the universal and equitable service to drinking water, the improvement in the efficiency of water use with the reduction of distribution losses. The sixth Sustainable Development Goal can be highlighted. This work can also contribute to generate actions aimed at ensuring access to water for current and future generations, maintenance of productive activities, increased water security and production of electricity.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização geográfica da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba (a); mapa do modelo digital de elevação – MDE (INPE, 2008) (b); mapa de declividade (c). .....	32
Figura 2 – Normais climatológicas para a precipitação média anual da bacia hidrográfica do rio Paraopeba (INMET, 2022) (a) mapa de solo (UFV <i>et al.</i> , 2010) (b); e uso e cobertura do solo de 2022 – coleção 8 (MAPBIOMAS BRASIL, 2023) c).....	34
Figura 3 – Localização das outorgas de águas superficiais (a) e subterrâneas (b) na Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba (IDE-SISEMA, 2023). .....	35
Figura 4 – Sub-bacia do rio Paraopeba na resolução de entrada do modelo hidrológico MHD–INPE (a); Modelo numérico de terreno HAND para a bacia hidrográfica do rio Paraopeba (b). .....	40
Figura 5 – Hidrogramas observados (preto) e simulados para as etapas de calibração (vermelho) e validação (verde) do modelo MHD–INPE para a BHRP (a, c, e, g, i, k); e dispersão dos dados simulados em função dos observados (b, d, f, h, j, l) para as sub-bacias 1, 2, 3, 4, 5 e 6 no período da simulação.....	53
Figura 6 – Curva de permanência das vazões observadas (preto) e simuladas (vermelho) em todo o período de simulação para as seis sub-bacias da BHRP.....	56
Figura 7 – Deflúvio diário acumulado observado (preto) e simulado (vermelho) na BHRP para todo o período de simulação. ....	58
Figura 8 – Transição das classes de uso e cobertura do solo na BHRP no período entre 1985 e 2018. ....	59
Figura 9 – Curvas de permanência da vazão média diária simulada para os cenários CA (linha tracejada preta) e C1 (linha contínua azul) em todo o período de simulação por sub-bacia.....	60
Figura 10 – Descritores estatísticos para os cenários CA e C1 por sub-bacia.: Sazonalidade (SEASON) (a); Variabilidade média dos coeficientes de vazão (QSM) (b); Respostas hidrológicas aos altos índices pluviométricos (MWH) (c); e Respostas hidrológicas aos baixos índices pluviométricos (MWL) (d).....	62
Figura 11 – Índice de conflitos de uso da água para a gestão dos recursos hídricos ( $I_{cg}$ ) para os cenários CA e C1 em cada sub-bacia. ....	64
Figura 12 – Curva de permanência da vazão média diária simulada para cada sub-bacia considerando os cenários CA, C2, C3, C4 e C5.....	66

Figura 13 – Variação dos descritores estatísticos para os cenários C2, C3, C4 e C5 em relação ao CA por sub-bacia: Sazonalidade (SEASON) (a); Variabilidade média dos coeficientes de vazão (QSM) (b); Respostas hidrológicas aos altos índices pluviométricos (MWH) (c); e Respostas hidrológicas aos baixos índices pluviométricos (MWL) (d).....	67
Figura 14 – Índice de conflitos de uso de água para a gestão dos recursos hídricos para os cenários CA, C2, C3, C4 e C5 em cada sub-bacia. ....	69
Figura 15 – Variação das falhas na geração de energia elétrica em diferentes cenários (C1, C2, C3, C4 e C5) comparados ao cenário CA (a); Variação da produção de energia elétrica simulada para os cenários C1, C2, C3, C4 e C5, comparados ao cenário CA. ....	71
Figura 16 – Variabilidade do volume útil médio simulado para os cenários CA, C1, C2, C3, C4 e C5. ....	72

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características dos modelos empíricos, conceituais e de base física.....	20
Tabela 2 – Estações fluviométricas e suas informações de código, latitude e longitude. ....	37
Tabela 3 – Parâmetros fixos do solo para o Modelo Hidrológico Distribuído (MHD–INPE). ....	38
Tabela 4 – Parâmetros do uso e cobertura do solo para o Modelo Hidrológico Distribuído (MHD–INPE). ....	39
Tabela 5 – Vazões outorgadas em cada sub-bacia incremental da BHRP até 2018.....	41
Tabela 6 – Período de aquecimento, calibração e validação do modelo por sub-bacia. ....	41
Tabela 7 – Parâmetros calibráveis do Modelo Hidrológico Distribuído MHD–INPE, com suas unidades, intervalos e respectivas descrições. ....	43
Tabela 8 – Classificação dos índices estatísticos de desempenho do modelo.....	44
Tabela 9 – Características dos cenários de mudança de uso e cobertura do solo.....	44
Tabela 10 – Sumário sobre os cenários de uso da água.....	45
Tabela 11 – Consumo per capita para o ano de 2022 para os municípios abastecidos pela bacia hidrográfica do rio Paraopeba (BHRP) e cenário de alto consumo (continua). ....	46
Tabela 12 – Consumo de água por sub-bacia de acordo com os cenários.....	47
Tabela 13 – Vazões outorgadas superficiais por sub-bacia na BHRP.....	48
Tabela 14 – Parâmetros finais do Modelo Hidrológico Distribuído (MHD–INPE), obtidos após a calibração, nas sub-bacia (BHRP).....	51
Tabela 15 – Índices estatísticos nas etapas de calibração e validação do modelo hidrológico MHD-INPE, nas sub-bacias (1, 2, 3, 4, 5 e 6) da BHRP. ....	55
Tabela 16 – Vazões de permanência em 95%, 90%, 60%, 40%, 10% e 5% do tempo para as sub-bacias da BHRP e vazão média de longo termo ( $Q_{MLT}$ ). ....	57
Tabela 17 – Valores médios para ano hidrológico dos componentes hidrológicos evaporação do dossel e evapotranspiração real simulados para os cenários CA e C1, em todo o período de estudo para cada sub-bacia incremental. ....	63
Tabela 18 – Vazões de permanência em 95%, 90%, 10% e 5% do tempo para as sub-bacias da BHRP para os cenários de uso da água. ....	66
Tabela 18 – Potência média anual de geração de energia elétrica simulada pelo modelo MHD-INPE para os cenários CA, C1, C2, C3, C4 e C5.....	72

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	16
1.1	Objetivos .....	19
1.1.1	Objetivo geral.....	19
1.1.2	Objetivos específicos .....	19
2	REFERENCIAL TEÓRICO .....	20
2.1	Modelagem hidrológica .....	20
2.2	Impactos das mudanças de uso e cobertura do solo na hidrologia.....	23
2.3	Segurança hídrica e os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS).....	28
3	MATERIAL E MÉTODOS .....	32
3.1	Área de estudo.....	32
3.2	Modelo Hidrológico Distribuído do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (MHD – INPE) .....	35
3.2.1	Dados e entradas do modelo MHD-INPE.....	37
3.2.2	Calibração, validação e análise de desempenho do modelo MHD-INPE.....	41
3.3	Cenários de uso e cobertura do solo e consumo de água .....	44
3.4	Simulação dos impactos na hidrologia local da BHRP, na disponibilidade e segurança hídrica na BHRP .....	47
3.5	Impactos na geração de energia hidrelétrica por meio da Usina Hidrelétrica (UHE) Retiro Baixo .....	49
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	51
4.1	Calibração e validação do modelo hidrológico MHD–INPE.....	51
4.2	Evolução do uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Paraopeba.....	58
4.3	Impactos na hidrologia devido às mudanças no uso e cobertura do solo.....	59
4.4	Impactos na hidrologia devido ao abastecimento populacional para o ano de 2030 .....	65
4.5	Impactos na geração de energia elétrica considerando distintos cenários .....	70
5	CONCLUSÕES .....	73
6	LIMITAÇÕES E RECOMENDAÇÕES.....	74
	REFERÊNCIAS .....	75
	ANEXO A .....	88

## 1 INTRODUÇÃO

A segurança hídrica se relaciona com a disponibilidade hídrica para a conservação do ecossistema, para a saúde e bem-estar humano e para o desenvolvimento das atividades socioeconômicas, em quantidade e qualidade apropriada (ONU, 2013). Além disso, busca garantir que os impactos causados pelos eventos hidrológicos extremos e pela poluição hídrica, sejam minimizados (ONU, 2013). Este conceito de segurança hídrica é introduzido no Brasil por meio da Lei Federal nº 9433, de 8 de janeiro de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e das leis estaduais relacionadas aos recursos hídricos (Brasil, 1997; Melo; Johnsson, 2017).

Em 2015, foi criado um plano de ação focado nas pessoas, no planeta, na prosperidade, na paz e na erradicação da pobreza, sendo conhecido como Agenda 2030 (ONU, 2015). Nesse contexto, as Nações Unidas anunciaram 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e 169 metas (ONU, 2015). Os objetivos integram as três dimensões do desenvolvimento sustentável: econômico, social e ambiental (ONU, 2015). O sexto objetivo do desenvolvimento sustentável, ODS 6, enunciam sobre a garantia, disponibilidade e a gestão sustentável da água potável, além do saneamento para todos (ONU, 2015). Este ODS tem como uma de suas metas até 2030 que a água potável seja de acesso universal e equitativo para todos (ONU, 2015, 2023).

A “Lei das Águas” (Lei Federal nº 9433, de 8 de janeiro de 1997) traz em sua redação sobre o assegurar a disponibilidade hídrica em quantidade e qualidade coerente com os usos para às gerações atuais e futuras (Brasil, 1997). Já no “Novo Marco Legal do Saneamento” (Lei Federal nº 14026, de 15 de julho de 2020) aponta em seu texto sobre metas para melhoria no abastecimento público e de reduções de perdas até 2033 (Brasil, 2020). Tais legislações estão em consonância com as metas do sexto ODS da Agenda 2030, por meio da gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos, levando em consideração sua quantidade e qualidade, englobando questões ambientais, sociais, culturais e econômicas.

As discussões sobre o acesso a água devem considerar o aumento populacional que ocasiona um incremento na necessidade de água em termos de quantidade e qualidade, para diversas finalidades, como para a indústria, agricultura, pecuária, produção energética e para o uso doméstico. Também pode ser enfatizado que o aumento populacional está relacionado com as alterações no uso e cobertura do solo (Blank, 2015; Cantelle; Lima; Borges, 2018; Ercin; Hoekstra, 2014). Os impactos causados por todas as alterações citadas, atrelado as mudanças climáticas, estão associados as alterações nos eventos hidrológicos extremos, como as secas e

inundações (Blank, 2015; Cantelle; Lima; Borges, 2018; Melo *et al.*, 2020; Silva; Pereira, 2019).

A modelagem hidrológica tem sido utilizada para várias aplicações, tais como: avaliação dos impactos das mudanças de uso e cobertura do solo na vazão (Alvarenga *et al.*, 2016; Carvalho *et al.*, 2022; Oliveira *et al.*, 2022; Viola *et al.*, 2014); impactos das mudanças climáticas na hidrologia (Zákhia *et al.*, 2021); impactos das mudanças climáticas e do uso e cobertura do solo na hidrologia considerando uma abordagem integrada (Melo *et al.*, 2022a); além dos impactos da expansão urbana na segurança hídrica de uma região (Paiva *et al.*, 2020); dentre outras aplicações. Assim, por meio da modelagem hidrológica é possível trazer informações que poderão auxiliar na segurança hídrica da população que reside em uma bacia e/ou depende dela para sobreviver como uma ferramenta de planejamento e gestão dos recursos hídricos. O crescimento populacional com um aumento no consumo de água, junto à mudança no uso e cobertura do solo podem ocasionar impactos no ciclo hidrológico. Alterações são esperadas nas vazões e na disponibilidade hídrica de uma bacia, assim como no volume de água que irá escoar superficialmente e na parcela que irá infiltrar, interferindo na capacidade regulatória natural da bacia (França *et al.*, 2021; Rangelcroft *et al.*, 2019).

A disponibilidade hídrica de uma bacia hidrográfica é fundamental para o abastecimento humano. Neste contexto, vale destacar que entre os anos de 2013 e 2015 a região sudeste foi atingida por uma crise hídrica, que comprometeu o abastecimento humano, agricultura e geração de energia elétrica. Nesse período baixos volumes de precipitações, ou até mesmo, a falta delas, ocasionaram a redução do nível dos cursos d'água (Coelho; Cardoso; Firpo, 2016; Marengo *et al.*, 2015; Marengo; Alves, 2015; Nobre *et al.*, 2016; Silva; Silva; Moreira, 2015).

O rio Paraopeba, localizado na região sudeste, é um afluente importante do rio São Francisco e tem a ocupação de sua bacia com distintas atividades, como indústrias, agricultura, pecuária, mineração e áreas urbanas. Além disso, o sistema integrado Paraopeba (composto pelos reservatórios Rio Manso, Vargem das Flores e Serra Azul) auxilia no abastecimento de água da região metropolitana de Belo Horizonte (Pissarra *et al.*, 2022; Polignano; Lemos, 2020) junto com os sistemas integrados Catarina e Ibirité, com aproximadamente 52% da demanda de água para abastecimento público da região (ANA, 2021b).

A crise hídrica que ocorreu entre os anos de 2013 e 2015 também afetou o estado de Minas Gerais, com destaque para os reservatórios do sistema Paraopeba que apresentaram baixos volumes armazenados. Os reservatórios Rio Manso, Vargem das Flores e Serra Azul atingiram 28,7, 20,4 e 5,2% da sua capacidade de armazenamento, respectivamente (Melo *et al.*, 2020; Moreira *et al.*, 2018). Atualmente, estes reservatórios citados estão com 79,8, 67,3 e

88,1% da sua capacidade de armazenamento (acessado em 17 de junho de 2024) (COPASA, 2024).

Costa *et al.* (2023) modelaram as respostas hidrológicas do rio Paraopeba sob cenários por meio do modelo SWAT. Foram realizadas as simulações das respostas hidrológicas para um cenário antes (2000) e no ano de rompimento da barragem de rejeitos (2019). Também foram realizadas simulações para um cenário na capacidade da terra e um sem conflito de usos do solo. As simulações foram realizadas entre 2000 e 2021. Os autores observaram que, em relação ao uso e cobertura do solo em 2019, para os cenários sem conflito no uso do solo, haverá um aumento na infiltração de água. Além disso, com os distintos usos ao longo dos anos (2000-2019), teve-se uma redução nas águas subterrâneas (Costa *et al.*, 2023).

Durães, Mello e Naghettini (2011) aplicaram o modelo SWAT para prever os padrões hidrológicos de distintos cenários de uso do solo, no rio Paraopeba. Para isso, os autores projetaram cenários de uso e cobertura do solo, por meio da ocupação de áreas que antes eram expostas no cenário atual (cenário controle). Estes concluíram que com a redução das terras sem cobertura haverá um incremento das vazões mínimas e uma redução nas vazões de pico (Durães; Mello; Naghettini, 2011).

Siqueira *et al.* (2021) modelaram, por meio do modelo SWAT, os efeitos que práticas de conservação de água e solo e reflorestamento em zonas ribeirinhas podem causar na hidrologia da bacia hidrográfica de Três Marias, englobando as bacias dos principais afluentes do reservatório (Afluentes do Alto São Francisco, Rio Pará e Paraopeba). A calibração e validação do modelo foram realizados de 1992 a 2005 e 2006 a 2012. Foi observado que houve uma redução nas vazões para cada sub-bacia para os cenários futuros (SSP2-4.5 e SSP2-8.5). Em especial, os autores notaram baixos valores de vazão para a bacia hidrográfica do Rio Paraopeba em todo o período. A redução das vazões também foi observada para a combinação entre as práticas conservacionistas e os cenários climáticos futuros. Tais resultados mostraram uma preocupação com a segurança hídrica da bacia de Três Marias e a possibilidade de ocorrências de secas hidrológicas no futuro médio (2041–2070) e distante que podem comprometer os setores alimentares, energético e hídrico (Siqueira *et al.*, 2021).

Neste contexto, um melhor entendimento da dinâmica do uso e cobertura do solo no rio Paraopeba considerando cenários históricos de uso da água na região pode gerar resultados sobre a disponibilidade dos recursos hídricos. Para isso, foi utilizado o modelo hidrológico (MHD–INPE) como apoio a gestão dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Paraopeba por meio da exploração de impactos que cenários hipotéticos podem causar na hidrologia. Os resultados visam verificar a oferta de água para abastecimento humano e atividades produtivas

da população. Apesar dos estudos de modelagem hidrológica com o SWAT no rio Paraopeba, as pesquisas que trazem uma avaliação da disponibilidade hídrica da região considerando o consumo de água histórico da bacia e a demanda necessária para atender os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) ainda não foi investigada. Além disso, não foram realizados estudos considerando uma abordagem conjunta das mudanças de uso e cobertura do solo e aumento do uso da água na região e os impactos que eles podem provocar conjuntamente na disponibilidade hídrica da bacia. Também não foram realizados estudos utilizando o modelo MHD-INPE nesta bacia.

## **1.1 Objetivos**

### **1.1.1 Objetivo geral**

Verificar os impactos das alterações do uso e cobertura do solo na hidrologia e a oferta de água para abastecimento humano, bem como os impactos na geração de energia elétrica.

### **1.1.2 Objetivos específicos**

- Implementar o modelo hidrológico MHD-INPE e avaliar o seu desempenho na bacia hidrográfica do rio Paraopeba;
- Verificar e avaliar a evolução do uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Paraopeba;
- Verificar e avaliar o consumo de água histórico na bacia hidrográfica do rio Paraopeba;
- Avaliar o impacto das alterações do uso e cobertura do solo e o consumo de água histórico levando em consideração a segurança hídrica e atendimento das metas previstas na Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável a partir de distintos cenários; e
- Simular e avaliar os impactos na geração de energia elétrica da Usina Hidrelétrica Retiro Baixo para os distintos cenários considerados utilizando o MHD-INPE.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Modelagem hidrológica

Os modelos hidrológicos são representações simplificadas da realidade (Moradkhani; Sorooshian, 2009). De acordo com as classificações dos modelos hidrológicos, os modelos empíricos não consideram as características fisiográficas da bacia hidrográfica e os processos hidrológicos que ocorrem nela (Abdulkareem *et al.*, 2018; Devi; Ganasri; Dwarakish, 2015).

Os modelos conceituais descrevem, por meio de equações semiempíricas, os componentes dos processos hidrológicos. Para este tipo de modelo, os parâmetros são avaliados por meio dos dados obtidos no campo e na calibração (Abdulkareem *et al.*, 2018; Devi; Ganasri; Dwarakish, 2015). O modelo com base física, apresenta uma vantagem que os demais não possuem, ou seja, o entendimento acerca das interações física que ocorre no ciclo hidrológico (Krogh; Pomeroy; McPhee, 2015). Esse é considerado como uma representação matemática idealizada. Assim, utiliza-se de variáveis dependentes do tempo e do espaço e os processos hidrológicos são descritos por meio de equações diferenciais parciais (Abdulkareem *et al.*, 2018; Devi; Ganasri; Dwarakish, 2015). Na Tabela 1 são apresentadas as principais características desses modelos.

Tabela 1 – Características dos modelos empíricos, conceituais e de base física.

Modelos empíricos	Modelos conceituais	Modelos de base física
Modelo baseado em dados ou caixa preta	Modelo paramétrico ou caixa cinza	Modelo mecanicista ou caixa branca
Envolve equações matemáticas, deriva o valor das séries temporais disponíveis	Com base na modelagem de reservatórios e inclui equações semiempíricas com base física	Com base na distribuição espacial e temporal, avaliação dos parâmetros que descrevem as características físicas
Alto poder preditivo, pouco explicativo	Os parâmetros são derivados de dados de campo e calibração	Requer dados sobre o estado inicial do modelo e morfologia da bacia hidrográfica
Não pode ser gerado para outras bacias hidrográficas	Simple e pode ser facilmente implementado em código no computador	Modelo complexo, exige experiência do usuário e uma maior capacidade computacional
Válido dentro do limite de determinado domínio	Exigem grandes quantidade de dados hidrológicos e meteorológicos	Sofre de problemas relacionados à escala
Exemplos: Redes neurais artificiais, hidrograma unitário	Exemplos: SWMM, TOPMODEL	Exemplos: Modelo SHE, SWAT
	Dificulta a interpretação física	Válido para uma ampla gama de situações

Fonte: Adaptado de Devi, Ganasri e Dwarakish (2015).

Além destas classificações, um modelo hidrológico ainda pode ser determinístico ou estocástico; e concentrado ou distribuído (Devi; Ganasri; Dwarakish, 2015). Nos modelos determinísticos, um dado conjunto de entrada sempre irá gerar a mesma saída. Enquanto para o estocástico uma mesma entrada, gerará distintas respostas (Abdulkareem *et al.*, 2018; Devi; Ganasri; Dwarakish, 2015; Refsgaard, 1990).

Os modelos hidrológicos concentrados trabalham com a bacia hidrográfica como sua unidade. As variáveis e parâmetros são médios para toda a bacia e considera-se que não há variabilidade espacial. Já nos modelos distribuídos, acontece o contrário, ou seja, há variações espaciais de todas os atributos e parâmetros (Moradkhani; Sorooshian, 2009; Refsgaard, 1990). Devi, Ganasri e Dwarakish (2015) ainda citam que os modelos podem ser classificados baseados no tempo, em dinâmicos (inclusão do tempo) e em estáticos (exclusão do tempo).

Cada modelo tem características únicas e as suas aplicações dependem dos objetivos da modelagem (Devi; Ganasri; Dwarakish, 2015; Moradkhani; Sorooshian, 2009). Por meio dela, torna-se possível prever e simular os processos hidrológicos, além de auxiliar no alerta de inundações, avaliar os impactos das mudanças climáticas e do uso do solo. Tal ferramenta é de grande valia para a tomada de decisão, planejamento, gestão e operação de uma bacia hidrográfica (Devi; Ganasri; Dwarakish, 2015; Moradkhani; Sorooshian, 2009).

Para a modelagem hidrológica é necessário o fornecimento de um conjunto de dados de entrada e esse depende de cada modelo. Os dados de precipitação são uma das principais entradas de um modelo hidrológico (Wang *et al.*, 2023). Para alguns modelos é necessário um conjunto de dados hidrometeorológicos, hidrogeológicos e características fisiográficas, geomorfológicas da bacia hidrográfica, de uso, cobertura e manejo do solo, além das propriedades físico-hídricas do solo da bacia hidrográfica (Devi; Ganasri; Dwarakish, 2015; Singh, 2018).

Por ser uma representação simplificada dos processos hidrológicos, o resultado obtido por meio da modelagem hidrológica tem incertezas associadas (Moges *et al.*, 2020; Rafiei Emam *et al.*, 2018). Essas incertezas são relacionadas à própria estrutura e aos parâmetros do modelo, além das relacionadas aos dados de entrada (McMillan; Westerberg; Krueger, 2018; Moges *et al.*, 2020). Além disso, a calibração pode ser fonte adicional de erros (Moges *et al.*, 2020). Ressalta-se que pode haver interações entre as incertezas e na etapa de calibração é possível que haja compensação delas (McMillan; Westerberg; Krueger, 2018).

No contexto da modelagem hidrológica, é imprescindível a avaliação das incertezas do modelo, buscando uma maior confiabilidade nos resultados (Li *et al.*, 2010; Rafiei Emam *et al.*, 2018).

A modelagem hidrológica geralmente é composta pelas etapas de calibração, validação e predição, além da análise de sensibilidade (Beskow; Mello; Norton, 2011; Caldeira *et al.*, 2018). Devido à quantidade de incertezas, a calibração é uma etapa complexa (Moges *et al.*, 2020), sendo ela de extrema importância para a aplicação da modelagem hidrológica, uma vez que o conjunto de parâmetros calibrados deve gerar saídas com valores satisfatórios (Beskow *et al.*, 2011; Beskow; Mello; Norton, 2011). Por meio da calibração, é possível obter para uma dada bacia hidrográfica, os valores de parâmetros que até então são desconhecidos ou não possui medição direta, auxiliando na redução das incertezas da predição (Beskow; Mello; Norton, 2011; Caldeira *et al.*, 2018).

É possível, por meio da análise de sensibilidade, avaliar a influência de distintos parâmetros do modelo na sua saída. Desta forma, há a possibilidade de identificar quais irão afetar o seu desempenho, ou seja, quais são os parâmetros mais sensíveis, auxiliando na parametrização do modelo (Blasone; Madsen; Rosbjerg, 2008; Ma *et al.*, 2012; Song *et al.*, 2015; White; Chaubey, 2005). Com uma modificação no parâmetro de entrada, há mudanças na simulação. Quanto maior a mudança, maior a sensibilidade (White; Chaubey, 2005).

A calibração do modelo hidrológico pode ser manual ou automática (Arnold *et al.*, 2015; Muleta; Nicklow, 2005). Conforme Muleta e Nicklow (2005), a calibração manual é subjetiva e demorada, dependendo da experiência do hidrólogo – conhecimento acerca da bacia hidrográfica em estudo e sobre o modelo e suas suposições (Beskow *et al.*, 2011; Muleta; Nicklow, 2005). Já na calibração automática tem-se uso de algoritmos para obter o melhor ajuste (Muleta; Nicklow, 2005). Assim, a calibração automática apresenta vantagem sobre a manual, por ter uma menor subjetividade e ser mais rápida (Muleta; Nicklow, 2005). É possível avaliar o desempenho do modelo por meio de métricas estatísticas. Após a calibração e validação do modelo hidrológico, mostrando que ele representa o comportamento da bacia hidrográfica, diferentes aplicações de previsão ou projeções podem ser realizadas (Caldeira *et al.*, 2018).

Há na literatura diversos estudos com modelos hidrológicos, como os modelos *Lavras Simulation of Hydrology – LASH*, *Variable Infiltration Capacity – VIC*, *Soil and Water Assessment Tool – SWAT*, *Distributed Hydrology Soil Vegetation Model – DHSVM* e *Modelo Hidrológico Distribuído – MHD-INPE* (Alvarenga *et al.*, 2016, 2020; Caldeira *et al.*, 2019; Carvalho *et al.*, 2022; Costa *et al.*, 2023; Melo *et al.*, 2022a; Oliveira *et al.*, 2023). Para uma mesma bacia, o desempenho dos modelos são diferentes (Alvarenga *et al.*, 2020; Carvalho *et al.*, 2022; Melo *et al.*, 2022a; Oliveira *et al.*, 2023). Dentre as aplicações com diferentes modelos hidrológicos, pode-se citar:

- (i) Impactos das mudanças de uso e cobertura do solo (Oliveira *et al.*, 2022);
- (ii) Impactos das mudanças climáticas (Dalagnol *et al.*, 2017; Melo, 2023; Zákha *et al.*, 2021);
- (iii) Impactos das mudanças climáticas na geração de energia elétrica (Michels-Brito *et al.*, 2021; Mohor *et al.*, 2015);
- (iv) Impactos das mudanças climáticas e da expansão agrícola na hidrologia e na geração de energia elétrica (Melo, 2023);
- (v) Impactos das mudanças climáticas e no uso e cobertura do solo (Rodriguez; Tomasella, 2016; Siqueira Júnior; Tomasella; Rodriguez, 2015; Von Randow *et al.*, 2019);
- (vi) Impactos da expansão urbana na segurança hídrica (Paiva *et al.*, 2020);
- (vii) Pesquisas com o monitoramento (Falck *et al.*, 2015, 2018) e previsão hidrológica (Casagrande *et al.*, 2017; Falck *et al.*, 2021; Falck; Tomasella; Papa, 2021; Negrão *et al.*, 2017; Rodriguez *et al.*, 2017);
- (viii) Pesquisas visando o planejamento e uso dos recursos hídricos (Marques; Veras; Rodriguez, 2022); e
- (ix) Pesquisas com a simulação de indicadores econômicos (seguros) relacionados à seca (Mohor; Mendiondo, 2017).

## **2.2 Impactos das mudanças de uso e cobertura do solo na hidrologia**

A disponibilidade hídrica de uma bacia é impactada pelos distintos usos e cobertura do solo que ocorre nela (Getachew; Manjunatha; Bhat, 2021). Em países em desenvolvimento, como o Brasil, tal situação é mais preocupante, visto que se tem um crescimento populacional rápido e a economia baseia-se na agricultura (Getachew; Manjunatha; Bhat, 2021).

As mudanças de uso e cobertura do solo (em inglês, *Land Use and Land Cover Change* – LUCC) seja por fatores antrópicos ou naturais, podem proporcionar ganhos socioeconômicos (Birhanu *et al.*, 2019). Entretanto, tem-se alterações na estrutura do solo da bacia hidrográfica (Rodriguez; Tomasella, 2016). Assim, essas mudanças podem ocasionar alterações não intencionais nos processos hidrológicos, como na infiltração, escoamento superficial, evapotranspiração, interceptação e absorção de água pelo sistema radicular das plantas (Birhanu *et al.*, 2019; Cuo, 2016; Li *et al.*, 2019; Molina-Navarro *et al.*, 2014). Ressalta-se que as respostas hidrológicas dependem das características da bacia hidrográfica (Rodriguez; Tomasella, 2016) e das alterações realizadas nela.

O desmatamento ou a redução da cobertura vegetal modifica a porosidade do solo, assim, há uma alteração nas propriedades hidráulicas do solo (Serrão *et al.*, 2019). Pode ser verificada uma redução na evapotranspiração, na infiltração de água no solo e na umidade do solo; em contrapartida pode ocorrer aumento do escoamento superficial e da erosão hídrica (Serrão *et al.*, 2019; Siqueira Júnior; Tomasella; Rodriguez, 2015; Te Wierik *et al.*, 2021; Van Luijk *et al.*, 2013).

No reflorestamento tem se verificado uma redução do escoamento superficial. Assim, a infiltração é favorecida e, há uma redução na velocidade do escoamento superficial direto nas encostas e da erosão (Alvarenga *et al.*, 2016; Carvalho *et al.*, 2022; Filoso *et al.*, 2017; Gomes *et al.*, 2021; Lopes *et al.*, 2020; Ouyang *et al.*, 2019; Viola *et al.*, 2014). Também pode ser verificado um aumento da interceptação pelo dossel e da evapotranspiração (Filoso *et al.*, 2017; Gomes *et al.*, 2021; Lopes *et al.*, 2020; Ouyang *et al.*, 2019).

Nas áreas agrícolas, a compactação do solo pode ser provocada pelos maquinários, proporcionando uma redução da taxa de infiltração e do armazenamento de água no solo. Como consequência, haverá um aumento no escoamento superficial direto e nas vazões máximas do corpo hídrico (Rápalo *et al.*, 2021; Sinha; Eldho, 2018).

Nas áreas de pastagem poderá ocorrer uma redução na evapotranspiração e na interceptação. Devido ao pisoteamento animal também pode ocorrer a compactação superficial do solo, que reduzirá a infiltração e armazenamento de água no solo, e conseqüentemente, haverá um aumento no escoamento superficial direto e um aumento na vazão máxima (Alvarenga *et al.*, 2016; Carvalho *et al.*, 2022; Hassaballah *et al.*, 2017; Rápalo *et al.*, 2021; Sinha; Eldho, 2018; Viola *et al.*, 2014).

Já com o aumento da urbanização do meio, tem-se um incremento da impermeabilização na superfície, que propicia uma redução na infiltração e conseqüentemente na recarga de águas subterrâneas (Oudin *et al.*, 2018; Zafar; Zaidi, 2019). Verifica-se também um aumento no escoamento superficial direto e, devido a menor rugosidade hidráulica dos pavimentos, um aumento na velocidade de escoamento, que proporciona um aumento nas vazões de pico (Garg *et al.*, 2019; Lima, 2010; Oudin *et al.*, 2018; Ronalds; Zhang, 2019; Smith *et al.*, 2023; Zafar; Zaidi, 2019). Além disso, as modificações na calha do rio podem provocar um aumento na frequência de ocorrência de cheias (Marques; Souza; Moraes, 2017; Salvadore; Bronders; Batelaan, 2015).

Com o aumento da população e urbanização há um acréscimo na necessidade de água e, conseqüentemente, uma maior demanda de água é gerada (Dutta; Singh; Prasad, 2010; Hoekstra; Buurman; Van Ginkel, 2018; Wada *et al.*, 2016). Dessa forma, tem-se uma redução

da disponibilidade de água e da segurança hídrica, em que o sistema hídrico fica menos resiliente a mudanças futuras e mais vulnerável (Ghosh; Kansal; Venkatesh, 2019; Hoekstra; Buurman; Van Ginkel, 2018).

Assim, conhecer os impactos das mudanças no uso e cobertura do solo nas respostas hidrológicas, é de extrema importância para auxiliar na gestão e no planejamento de bacias hidrográficas (Awotwi *et al.*, 2019; Fernandes *et al.*, 2023; Leta; Demissie; Tränckner, 2021; Matlhodi *et al.*, 2021). A modelagem tem sido utilizada para o estudo dos impactos LUCC na hidrologia (Aghsaei *et al.*, 2020; Alvarenga *et al.*, 2016; Carvalho *et al.*, 2022; Garg *et al.*, 2019; Leta; Demissie; Tränckner, 2021; Melo *et al.*, 2022b; Paiva *et al.*, 2020; Rodriguez; Tomasella, 2016; Viola *et al.*, 2014; Von Randow *et al.*, 2019).

Neste contexto, Melo *et al.* (2022b) avaliaram os impactos das mudanças de uso do solo (expansão das áreas agrícolas) e das mudanças climáticas (em inglês, *Climate Change* – CC) na vazão média de longo termo na bacia hidrográfica do Alto Rio Grande entre 1985 e 2015. Para isso, utilizaram a metodologia Budyko pelo método da decomposição da curva, os impactos nas variações no escoamento foram separados. A área de estudo foi dividida em nove sub-bacias. Os resultados mostraram que a redução da área agrícola na bacia de cabeceira proporcionou o aumento do escoamento na sua seção controle. Em cinco das sub-bacias em estudo, as mudanças na área agrícola impactaram fortemente o regime hidrológico provocando alterações no escoamento. Os autores ressaltaram que os impactos que as LUCC causam na vazão dependem das dinâmicas entre solo, água e planta, sendo complexas.

Melo (2023) analisou o impacto na disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica do Alto Rio Grande causado pela combinação das mudanças climáticas e LUCC em 30 anos de estudo e para cenários futuros até o final do século XXI. O modelo *Dinamica EGO* foi utilizado para a simulação dos futuros cenários de LUCC com expansão agrícola. A autora notou que áreas com maior aptidão agrícola e relevo plano e pouco ondulado apresentaram maior expansão agrícola. Já para os locais com baixa aptidão agrícola e relevo acidentado, a expansão da agricultura foi limitada. As mudanças climáticas afetaram mais a disponibilidade hídrica que os cenários de expansão agrícola. A autora pondera que com o aumento da ocorrência de eventos de seca, haverá uma maior demanda para a irrigação. Dessa forma, pode ocasionar maiores impactos na disponibilidade hídrica.

Alvarenga *et al.* (2016) avaliaram os efeitos de 5 cenários hipotéticos de uso do solo por meio da modelagem hidrológica com o *Distributed Hydrology Soil Vegetation Model* (DHSVM), na bacia hidrográfica Lavrinha, bacia de cabeceira localizada no Alto Rio Grande. Os cenários utilizados foram de manutenção da Mata Atlântica (controle), de substituição de

pastagem por floresta e de desmatamento. Esses permitiram observar os impactos que a manutenção, remoção ou restauração da floresta nativa podem causar na hidrologia local. Os autores concluíram que as LUCC afetam os processos hidrológicos locais. Para o cenário com 100% de Mata Atlântica na bacia foi observada uma melhor regulação das vazões mínimas quando comparado aos demais cenários. Para os cenários com desmatamento verifica-se uma redução na evapotranspiração e na interceptação. Em contrapartida, um aumento nas vazões máximas e mínimas diárias. Além disso, foi notado que o aumento da porcentagem de conversão da vegetação nativa em pastagem causa maiores impactos na hidrologia.

Viola *et al.* (2014) simularam os impactos na hidrologia provocado pelas LUCC em bacias de cabeceira localizadas na bacia hidrográfica do Rio Grande por meio da modelagem hidrológica com o *Lavras Simulation of Hydrology* (LASH). Os cenários em estudo contavam com a conversão de pastagem para o reflorestamento com o plantio de eucaliptos e conversão de floresta nativa para a pastagem. Para os cenários com a remoção da vegetação teve-se um aumento das vazões com a redução na evapotranspiração e na interceptação. Já para os cenários de reflorestamento houve uma redução na produção anual de água com aumento da interceptação e evapotranspiração. Houve uma redução nas vazões extremas, máximas e mínimas. Os autores destacam que devido à profundidade que as raízes alcançam nas florestas, estas podem afetar o escoamento de base. Assim, no cenário de reflorestamento com eucaliptos há uma menor produção hídrica. Já os cenários de desmatamento favorecem o escoamento superficial.

Carvalho *et al.* (2022) utilizaram os modelos *Variable Infiltration Capacity* (VIC) e *Lavras Simulation of Hydrology* (LASH) para projetar as LUCC na bacia hidrográfica do Rio Verde. Os impactos causados nas vazões de pico e tempo de recessão foram analisados. Os cenários utilizados foram de desmatamento com substituição por pastagem, reflorestamento com plantio de eucalipto e conversão de pastagem para florestas. O modelo LASH apresentou desempenho superior que o modelo VIC na modelagem hidrológica. Com o desmatamento teve-se um incremento no escoamento superficial. Os cenários com reflorestamento proporcionaram uma maior regulação das vazões mínimas e redução das vazões de pico, além de reduções no escoamento superficial e maiores escoamento de base.

Rosa *et al.* (2022) avaliaram os impactos da expansão urbana nos processos hidrológicos sob diferentes cenários de uso do solo em uma bacia urbana que drena para o reservatório Vargem das Flores. Este reservatório auxilia no abastecimento público da Região Metropolitana de Belo Horizonte. Para estudar os impactos na hidrologia o modelo *Dinamica EGO* e o Modelo de Gestão de Águas Pluviais (SWMM) foram utilizados. Para este estudo, as variáveis

explicativas que apresentaram maior influência foram a distância das áreas urbanas, das infraestruturas sociais, das ruas e das estradas locais. De 2018 até 2040 estimam um crescimento de 66,3% da área de influência urbana. Os resultados mostraram que o aumento da impermeabilização da área causou aumento no escoamento superficial direto. Com isso no período chuvoso há um incremento no volume de afluência no reservatório. O oposto foi verificado no período seco. Para o cenário atual e para os cenários de desenvolvimento urbano em 2040 não foi observado transbordamento do reservatório ou inundações a jusante. Já para os cenários de desenvolvimento urbano máximo da bacia hidrográfica teve-se transbordamento e inundações a jusante do reservatório. Os autores ainda ressaltaram que com o aumento da área impermeabilizada, superior ainda a deste estudo, a evaporação e a infiltração reduzirão consideravelmente. Isto levará um incremento substancial nas vazões dos corpos hídricos. Além disso, haverá uma redução nos fluxos subterrâneos, diminuindo o nível freático.

Siqueira *et al.* (2021) estudaram o efeito que a implementação de zonas ribeirinhas e de práticas de conservação de água e solo poderia aumentar a disponibilidade hídrica frente a cenários de mudanças climáticas na bacia hidrográfica de Três Marias, que compreende as bacias hidrográficas dos Afluentes do Alto São Francisco, Rio Pará e Rio Paraopeba. Estes autores, utilizaram o modelo SWAT e a calibração foi feita entre 1992 e 2005 e a validação entre 2006 e 2012. Os cenários de mudanças climáticas que esses autores trabalharam foi o SSP2-4.5 e SSP5-8.5. Segundo o observado, espera-se que haja uma redução nas vazões. Isso devido à redução nas precipitações e aumento nas temperaturas observados nos cenários climáticos. Em especial, para a bacia hidrográfico do rio Paraopeba, observou-se baixas vazões para todo o período. Ressaltando a preocupação com a segurança hídrica desta sub-bacia. Os autores ainda observaram que as alterações propostas no estudo (floresta ribeirinha e práticas conservacionistas) não geraram mudanças na disponibilidade hídrica. Além disso, observaram riscos de secas hidrológicas na região, considerando um futuro médio e distante. Isso pode ameaçar a disponibilidade hídrica para manutenção das atividades ecossistêmicas. Além disso, pode comprometer a segurança hídrica, alimentar e energética.

Costa *et al.* (2023) utilizaram o modelo SWAT para realizar simulações dos impactos da mudança no uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Paraopeba de forma a acoplar a ruptura da barragem B1 com conflitos de uso da terra e cenários de uso do solo. Foi realizado as simulações para um cenário antes (2000) e após o rompimento da barragem (2019). Os índices estatísticos mostraram um bom desempenho na calibração do modelo hidrológico (NSE = 0,66, R<sup>2</sup> = 0,69, PBIAS = 5,2%). Já para a validação, o desempenho foi considerado muito bom (NSE = 0,74, R<sup>2</sup> = 0,77, PBIAS = 13,5%). Observaram que entre 2000 e 2019 houve

uma redução de 74% nas águas subterrâneas. Notaram que ao utilizar um cenário sem conflito poderiam ter um aumento de 265% na infiltração. Ademais, apresentaram que as precipitações extremas podem ser a causa de um pior desempenho do modelo hidrológico.

Durães, Mello e Naghettini (2011) para subsidiar o manejo da bacia hidrográfica do rio Paraopeba, simularam por meio do modelo SWAT o comportamento hidrológico dessa bacia, a partir de distintos usos e ocupação do solo. Nesse estudo, os autores consideraram 2 cenários, além do uso considerado atual, sendo eles um para o ano de 2019 e outro, 2029. Para os dois últimos, houve uma ocupação de porcentagem da classe de uso de solo considerado sem ocupação, por áreas urbanas, pastagem e agricultura. Para isso calibraram o modelo com dados de 1983 a 1989 e validaram de 2000 a 2005. Os autores observaram que o modelo apresentou alta sensibilidade ao escoamento subterrâneo. Além disso, pelo coeficiente de Nash-Sutcliffe seu desempenho foi considerado aceitável (NSE = 0,79). Ressaltaram que o modelo capturou as oscilações de vazão devido às chuvas intensas. Os autores observaram uma redução da vazão de pico e um aumento nas vazões mínimas, além da melhora na infiltração para as previsões realizadas para 2019. Além disso, notaram que com a ocupação de áreas que antes não eram vegetadas houve um aumento na disponibilidade hídrica.

Com base nisso, a compreensão dos impactos que as mudanças no uso e cobertura do solo pode causar na hidrologia são de extrema importância, ainda mais quando essas podem impactar os usos de água de uma bacia hidrográfica. A modelagem vem como uma ferramenta para auxiliar neste estudo. Vale destacar que apesar de terem sido realizados alguns estudos na bacia hidrográfica do rio Paraopeba levando em consideração os impactos causados na hidrologia local, a modelagem integrando o aumento do uso da água e as mudanças de uso e cobertura do solo não foi abordada. Também não foi realizado nesta bacia estudos com modelagem hidrológica utilizando o modelo MHD-INPE.

### **2.3 Segurança hídrica e os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)**

A segurança hídrica é um termo que tem atraído atenção (Cook; Bakker, 2012). É considerado um termo amplo, visto que compreende do nível individual ao global (Hoekstra; Buurman; Van Ginkel, 2018; Jepson *et al.*, 2017; ONU, 2013). Além disso, engloba os termos “gestão integrada”, “sustentável”, “adaptativo” e também a “resiliência” relacionada aos recursos hídricos (Hoekstra; Buurman; Van Ginkel, 2018; ONU, 2013). De modo geral, relacionam a segurança hídrica com a escassez ou abundância do recurso hídrico (Jepson *et al.*, 2017).

A segurança hídrica ocorre quando existe disponibilidade da água em quantidade e qualidade adequada para garantir o atendimento as demandas para o bem-estar humano, atividades econômicas e conservação dos ecossistemas com um nível aceitável de riscos relacionados ao recurso hídrico, considerando os impactos das cheias, secas e poluição dos mananciais (ANA, 2019, 2021a; Jepson *et al.*, 2017; ONU, 2013).

Em 1997, no Brasil, a lei que instituiu a Política Nacional de Recurso Hídricos (PNRH), Lei 9433 de 8 de janeiro de 1997 (Brasil, 1997), introduz em sua redação parte do conceito da segurança hídrica. Isso ocorre quando cita que um dos objetivos da PNRH é garantir a disponibilidade hídrica com qualidade conforme os usos para as gerações atual e futura (Brasil, 1997; Melo; Johnsson, 2017).

Entretanto, foi em 2012 que o debate sobre o termo segurança hídrica surgiu no país com a concepção da ideia do Plano Nacional de Segurança Hídrica – PNSH (Santos, 2016). O conceito ganhou força nacionalmente após a crise hídrica que afetou a região sudeste brasileira em 2014 (Melo; Johnsson, 2017).

A segurança hídrica pode ser dividida em 4 dimensões que norteiam a gestão dos recursos hídricos: econômica, humana, ecossistêmica e resiliência (ANA, 2019, 2021a). Nessa lógica seria possível a mitigação ou até mesmo a prevenção contra os impactos devido à crise hídrica e aos desastres ambientais, além da garantia de acesso e de preservação dos recursos naturais (ANA, 2021a).

A segurança hídrica se relaciona com a disponibilidade de água. Todavia, ela pode ser impactada pelas mudanças de uso e cobertura do solo de uma bacia hidrográfica (Geng *et al.*, 2014). Assim, grandes áreas urbanas provocam grande pressão sobre os recursos hídricos como consequência da necessidade do abastecimento de água para a população e manutenção das atividades produtivas. Junto a isso, tem as LUCC e poluição dos corpos hídricos, somando as mudanças climáticas e o baixo investimento em infraestruturas hidráulicas, assim, pode-se ter uma escassez de água que provocará crises e insegurança hídrica. A insegurança vai se desenvolvendo com o tempo, levando em consideração o aumento da demanda hídrica e a disponibilidade limitada do recurso (ANA, 2021a; Formiga-Johnsson; Britto, 2020; Hoekstra; Buurman; Van Ginkel, 2018).

Neste contexto, Paiva *et al.* (2020) avaliaram os impactos da expansão urbana na segurança hídrica, na região mais populosa do Brasil (bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, São Paulo). O modelo *Dinamica EGO* foi utilizado no desenvolvimento de mapas das variáveis explicativas que impulsionaram a dinâmica do LUCC e orientaram o processo de classificação de células com alta e baixa probabilidade de mudança. Projeções de expansão urbana e aumento

populacional regional foram combinados. Os dados de densidade demográfica foram obtidos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) nos censos de 1991, 2000 e 2010. Os resultados mostraram que a expansão urbana na região é impulsionada principalmente pela proximidade das estradas. A ocupação urbana deverá aumentar em 170% até 2050, aumentando as demandas de água do uso doméstico em 38%. Este valor não representa grande risco para a disponibilidade hídrica da bacia em estudo. Porém, no trabalho foi elencado aspectos quantitativos da disponibilidade de água. As consequências indiretas da expansão urbana, como a industrialização e a intensificação agrícola são ressaltadas, pois comprometem a qualidade da água e exige uma melhor gestão do uso da água na região.

Shao *et al.* (2020) avaliaram o impacto nas inundações provocado pelo processo de urbanização com a finalidade de melhorar a segurança hídrica em escala local. Foi aplicada a abordagem de bacias hidrográficas emparelhadas em duas bacias hidrográficas no centro-sul do Texas, uma com rápida urbanização e outra com poucas mudanças na cobertura do solo. O DHSVM-Res simulou os processos hidrológicos e essas bacias foram comparadas. A urbanização levou a picos de inundações superiores e redução do tempo de retardamento.

A Assembleia Geral das Nações Unidas, adotaram em setembro de 2015, os dezessete Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) como parte da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável (ONU, 2015). Os ODS foram baseados nos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODM) e tem 169 metas (Biermann; Kanie; Kim, 2017). Assim, os ODS são considerados nas iniciativas globais para governança global relacionada ao desenvolvimento sustentável (Biermann; Kanie; Kim, 2017). Dessa forma, a Agenda 2030, se tornou um marco internacional de sustentabilidade (Simpson *et al.*, 2022).

O sexto ODS é “Água potável e saneamento” e, por meio deste, é ressaltada a disponibilidade de água potável e de saneamento para todos (ONU, 2015). Dentre as metas para este ODS tem-se que até 2030 o acesso a água potável deve ser para todos (Meta 6.1), além da melhoria da eficiência do uso da água e a garantia de abastecimento para reduzir a quantidade de pessoas que sofrem pela escassez deste recurso (Meta 6.4) (ONU, 2015).

Segundo a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2022) na região hidrográfica do Rio São Francisco, região a qual se encontra a bacia hidrográfica do Rio Paraopeba, no período de 2006 até 2019 observa-se um aumento de 12,2 para 24,6% no estresse hídrico.

Com o aumento populacional o atendimento dessas metas torna-se ainda mais complexo, principalmente, porque com o aumento populacional há um aumento na demanda de água para consumo e para as atividades produtivas (Blank, 2015; Cantelle; Lima; Borges, 2018;

Ercin; Hoekstra, 2014). Além disso, as alterações no uso e cobertura do solo e as mudanças climáticas podem modificar o regime hidrológico e a disponibilidade de água (Blank, 2015; Cantelle; Lima; Borges, 2018; Melo *et al.*, 2020; Silva; Pereira, 2019), assim, pode acabar comprometendo a segurança hídrica e o cumprimento dos ODS. Nesse cenário, ainda não foram realizados estudos com a abordagem das modificações no uso e cobertura do solo e aumento do consumo da água, visando o cumprimento da meta 6.1 dos ODS e a verificação da segurança hídrica, para a bacia hidrográfica do rio Paraopeba.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Área de estudo

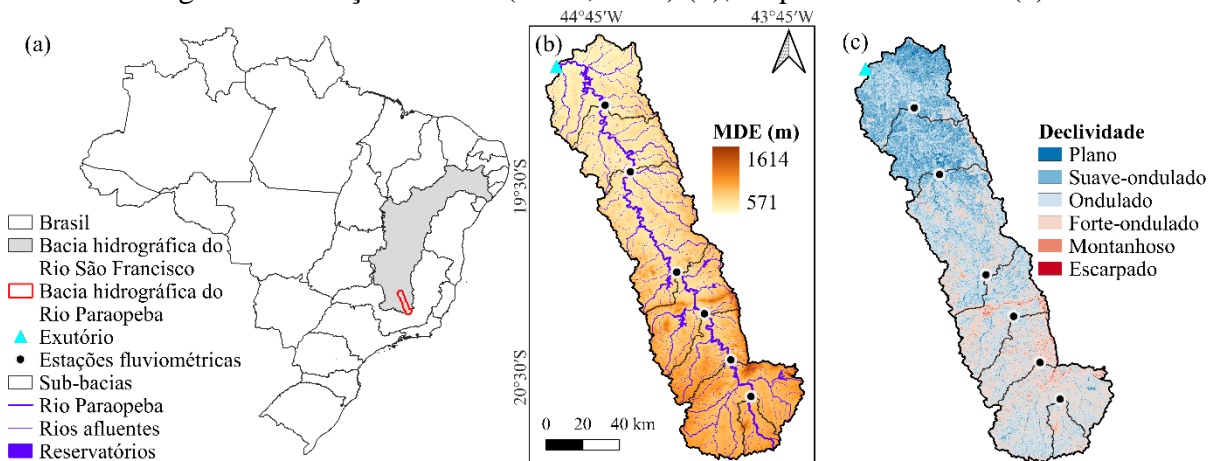
O rio Paraopeba, importante tributário do rio São Francisco, está localizado no estado de Minas Gerais e tem sua nascente em Cristiano Ottoni (CBHSF; IGAM, 2013; COBRAPE, 2020; Polignano; Lemos, 2020). O estudo de Pereira *et al.* (2007) apontou que o Rio Paraopeba, contribuiu em 5,8 e 9,1% da vazão do rio São Francisco, entre os anos de 1950 e 1976, 1997 e 2000, respectivamente.

A bacia hidrográfica do Rio Paraopeba (BHRP) em estudo é delimitada pelo exutório de latitude 18,870°S e longitude 44,935°W. Possui uma área de drenagem de 12500,45 km<sup>2</sup> e, o seu rio principal, percorre uma distância de aproximadamente 514 km e deságua na represa de Três Marias. A BHRP tem cerca de 52,0% da sua área no bioma Cerrado e 48,0% na Mata Atlântica (IBGE, 2019).

As maiores altitudes da bacia hidrográfica se encontram ao sul e na Serra do Quadrilátero Ferrífero, variando de aproximadamente 571 a 1614 metros (INPE, 2008). Na Serra do Quadrilátero Ferrífero é onde se encontra as maiores declividades e, os valores das declividades encontram-se de 0 a 306% para a bacia hidrográfica (INPE, 2008), com predominância do relevo ondulado (45,2%).

A localização da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba, bem como a sua elevação e declividade podem ser observados na Figura 1.

Figura 1 – Localização geográfica da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba (a); mapa do modelo digital de elevação – MDE (INPE, 2008) (b); mapa de declividade (c).



Fonte: Da autora (2024).

A distribuição espacial da precipitação média anual considerando a normal climatológica de 1991 a 2020, as classes de solo, e o uso e cobertura da bacia hidrográfica do rio Paraopeba podem ser observados na Figura 2.

O clima da bacia, segundo Alvares *et al.* (2013), são o Cwa, Cwb e o Aw. Os dois primeiros são climas temperado úmido com inverno seco, se diferenciando em verão quente e ameno, respectivamente. Já o Aw é clima tropical com inverno seco. A precipitação média anual da bacia varia entre 1120,1 e 1550,7 mm, segundo as normais climatológicas de 1991 à 2020, disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2022) (Figura 2a).

Segundo o Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais (UFV *et al.*, 2010), cerca de 40,4% da área da BHRP é composta por Latossolo, seguido por Cambissolo e Argissolo, com 33,1% e 15,5%, respectivamente (Figura 2b).

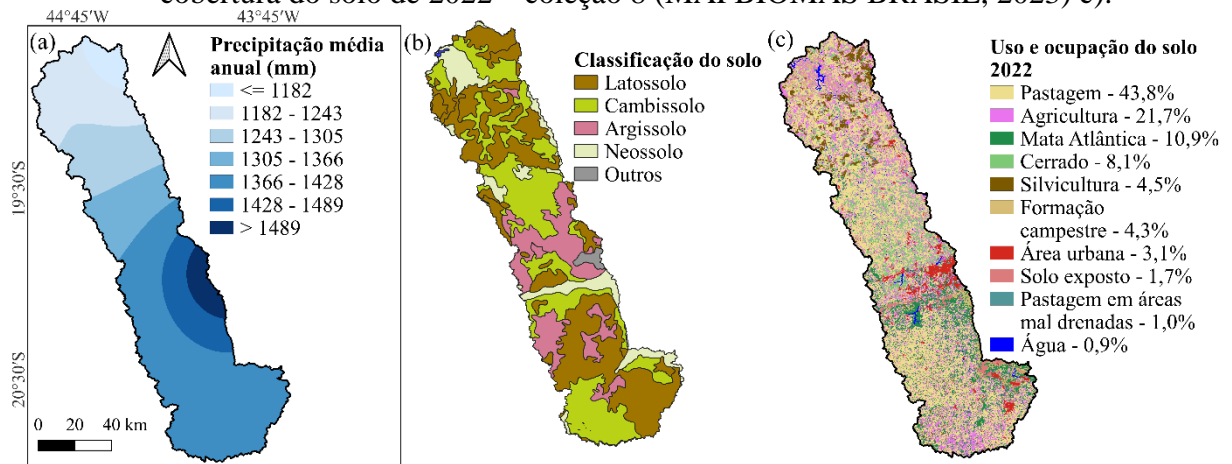
Dentre as atividades econômicas desenvolvidas na bacia, têm-se: a mineração, siderurgia, indústrias automobilísticas, indústria petroquímica, produção de bebidas, geração hidrelétrica, pecuária, agricultura e prestação de serviços (Polignano; Lemos, 2020).

Há grandes investimentos no Alto Paraopeba na siderurgia e na mineração e a última ocorre em toda a bacia hidrográfica (Polignano; Lemos, 2020; Sabino *et al.*, 2008). No Quadrilátero Ferrífero se tem exploração de ferro e manganês, no baixo curso, extração de areia e argila e lavra de ardósia. No alto e médio Paraopeba, tem-se atividades de horticultura. No baixo curso há também, a pecuária extensiva e as florestas plantadas para alimentar as siderúrgicas locais (Sabino *et al.*, 2008).

No ano de 2022, em relação ao uso e cobertura do solo, há diversas atividades desenvolvidas na bacia. Segundo a oitava coleção do Projeto MapBiomas, cerca de 27,4 % da BHRP é natural e 72,1% é antrópica (MAPBIOMAS BRASIL, 2023). A classe pastagem ocupa a maior área da bacia, cerca de 43,8%, seguido pelas classes agricultura, Mata Atlântica, Cerrado, silvicultura, formação campestre e área urbana, com 21,7, 10,9, 8,1, 4,5, 4,3 e 3,1%, respectivamente – Figura 2c (MAPBIOMAS BRASIL, 2023).

Segundo o Produto Agrícola Municipal (PAM) (IBGE, 2022), os municípios que fazem parte da BHRP, incluindo as áreas que estão fora dos limites da bacia, tem como principal lavoura temporária, o cultivo de milho. Já, para as lavouras perenes, há predominância de pomares, principalmente de frutos cítricos, como tangerina, laranja e limão, além de banana e café (IBGE, 2022).

Figura 2 – Normais climatológicas para a precipitação média anual da bacia hidrográfica do rio Paraopeba (INMET, 2022) (a) mapa de solo (UFV *et al.*, 2010) (b); e uso e cobertura do solo de 2022 – coleção 8 (MAPBIOMAS BRASIL, 2023) (c).



Fonte: Da autora (2024).

Nesta bacia hidrográfica são encontrados 48 municípios, dos quais, 14 estão na Região Metropolitana de Belo Horizonte. Esta bacia auxilia no abastecimento público dessa região, por meio do Sistema Integrado Paraopeba, que é composto pelos reservatórios Serra Azul, Rio Manso e Várzea das Flores (CBHSF; IGAM, 2013; Polignano; Lemos, 2020). Além disso, os sistemas integrados Catarina e Ibitaré também auxiliam no abastecimento de Belo Horizonte (ANA, 2021b).

No Anexo A é possível observar os municípios que são banhados pela bacia hidrográfica do rio Paraopeba, bem como o manancial responsável pelo abastecimento público de cada município, segundo o Atlas Águas da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2021a). Nem todos os municípios que são banhados pela BHRP são abastecidos por ela. Entretanto, há municípios que não se encontram dentro da sua bacia, mas há retirada de sua água para abastecimento. Segundo ainda o Atlas Águas, a BHRP é responsável por contribuir no abastecimento público de dezenove dos trinta e quatro municípios da Região Metropolitana de Belo Horizonte, por meio do Sistema Integrado Paraopeba (ANA, 2021b). Os municípios desta região que não se encontram na área de drenagem da BHRP são listados no Anexo A.

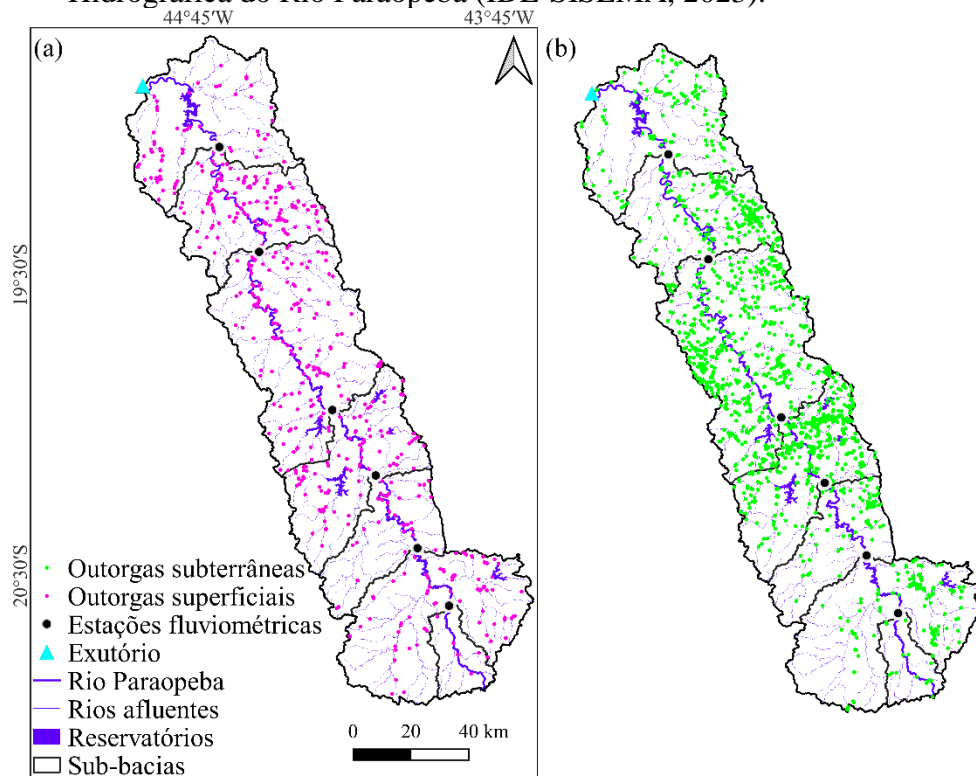
Em relação aos usos da água, tem-se a utilização desse recurso natural para a irrigação, mineração, dessedentação de animais, para o abastecimento humano e industrial (Durães; Mello; Beskow, 2015; Sabino *et al.*, 2008), dentre outros. A localização dos usos outorgados nesta bacia é apresentada na Figura 3 (IDE-SISEMA, 2023).

Nessa bacia, até agosto de 2023, há 2270 usos outorgados das águas, dos quais, 594 são outorgas de águas superficiais (25,3%). Do total de outorgas, cerca de 96,6% são para usos

consuntivos e 3,4% para usos não consuntivos. Na BHRP, a vazão outorgada mensal varia entre 43,9 e 47,4 m<sup>3</sup>/s, para os meses de dezembro e de setembro, respectivamente.

Ainda do total outorgado, 4,4% não tem informação sobre o uso. Do número total de outorgas nesta bacia, tem-se que o consumo humano, a irrigação, a dessedentação de animais, o abastecimento público e a extração mineral têm as maiores porcentagens de usos outorgados, com 38,3, 17,2, 9,6, 9,5 e 7,8%, respectivamente. Dos usos atrelados à irrigação, 26,1% a cultura não foi definida, enquanto para o milho, tem-se 17,4% das outorgas, seguido das horticulturas, culturas anuais, e gramíneas, com 11,4, 10,9 e 4,2% do total das outorgas destinadas a irrigação, respectivamente (IDE-SISEMA, 2023).

Figura 3 – Localização das outorgas de águas superficiais (a) e subterrâneas (b) na Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba (IDE-SISEMA, 2023).



Fonte: Da autora (2024).

### 3.2 Modelo Hidrológico Distribuído do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (MHD – INPE)

O Modelo Hidrológico Distribuído do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (MHD–INPE) foi baseado no Modelo de Grandes Bacias do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (MGB–

IPH) (Collischonn *et al.*, 2007). Este modelo conceitual é classificado como determinístico e distribuído (Tomasella *et al.*, 2022).

O modelo MHD-INPE possui quatro módulos: i) balanço hídrico no solo; ii) evaporação, interceptação e evapotranspiração; iii) escoamentos (superficial, subsuperficial e subterrâneo); e iv) escoamento na rede de drenagem (Rodriguez; Tomasella, 2016).

O MHD-INPE é um modelo de grades regulares de baixa resolução nas quais acontecem as simulação dos processos hidrológicos e propagação do escoamento na rede de drenagem (Falck; Tomasella; Papa, 2021; Tomasella *et al.*, 2019). Em cada célula tem-se unidades de resposta hidrológicas (URH). Na URH é calculado o balanço hídrico vertical e o fluxo médio para cada célula, por meio de combinações entre os usos e tipos de solo e da vegetação (Falck *et al.*, 2015, 2018; Melo *et al.*, 2022a; Rodriguez; Tomasella, 2016; Von Randow *et al.*, 2019).

O MHD-INPE utiliza três camadas na simulação das respostas hidrológicas: uma superior, uma inferior e uma intermediária (Falck, 2015; Tomasella *et al.*, 2022). A camada superior é responsável pelo escoamento superficial e subsuperficial, e responde rapidamente as demandas atmosféricas. Já a intermediária ainda como um reservatório para as plantas que possuem um sistema radicular profundo só permite fluxo vertical para a camada inferior ou retirada de água por raízes profundas. Já a camada inferior, é responsável pelo escoamento base (Falck, 2015; Rodriguez; Tomasella, 2016; Tomasella *et al.*, 2022).

Segundo Rodriguez e Tomasella (2016), o modelo considera que o lençol freático é paralelo à superfície e que há uma variação não linear da transmissividade em relação à profundidade (Beven; Kirkby, 1979; Iorgulescu; Musy, 1997). De acordo com o Manual de Implementação do MHD-INPE (Tomasella *et al.*, 2022), a simulação da perda de água por interceptação, a absorção de água pelas raízes e estimativa de evapotranspiração são realizadas por meio das metodologias de Gash, Lloyd e Lachaud (1995), Jarvis (1989) e Penman-Monteith (Allen *et al.*, 1998), respectivamente (Rodriguez; Tomasella, 2016; Tomasella *et al.*, 2022).

A partir de então, em cada célula, os fluxos gerados são propagados para os canais de drenagem, por meio de reservatórios lineares simples (Rodriguez; Tomasella, 2016). A sua propagação é realizada por meio do algoritmo de Muskingum-Cunge (Cunge, 1969).

Este modelo já foi aplicado em distintas bacias hidrográficas com áreas variando entre 6,76 km<sup>2</sup> (Melo *et al.*, 2022a) a 1420000 km<sup>2</sup> (Rodriguez *et al.*, 2017; Siqueira Júnior; Tomasella; Rodriguez, 2015).

Mais informações acerca do modelo podem ser obtidas através do Manual de Implementação do MHD-INPE (Tomasella *et al.*, 2022).

### 3.2.1 Dados e entradas do modelo MHD-INPE

Como entradas para a fase de calibração e validação do modelo, são necessárias algumas informações. As séries temporais de dados fluviométricos diários foram adquiridas no Portal Hidroweb do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH) da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), para as quais foram adquiridos a série diária de vazão no período de 1985 a 2018.

Para a estação Retiro Baixo Montante (40865400) as séries de vazão diárias de afluência e defluência foram adquiridas do Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS), no período de 2010 a 2018. Adicionou-se um ponto de controle para delimitar o exutório da BHRP, assim, a bacia foi delimitada com sete sub-bacias. As estações fluviométricas, localização e áreas das sub-bacias estão apresentados na Tabela 2. Na Figura 4a é apresentada a localização de cada sub-bacia.

Tabela 2 – Estações fluviométricas e suas informações de código, latitude e longitude.

Sub-bacias	Código	Estação	Latitude	Longitude	Área (km <sup>2</sup> )**
1	40549998	São Brás do Suaçuí – Montante	-20,60	-43,91	463,80
2	40710000	Belo Vale	-20,41	-44,02	2785,00
3	40740000	Alberto Flores	-20,17	-44,16	4151,00
4	40800001	Ponte Nova do Paraopeba	-19,95	-44,34	5723,10
5	40850000	Ponte da Taquara	-19,42	-44,55	8787,50
6	40865400	UHE Retiro Baixo Montante	-19,07	-44,68	10455,30
7	-	Exutório	-18,87	-44,94	12500,45

Em que: \*\* área calculada a partir do modelo digital de elevação TOPODATA (INPE, 2008).

Fonte: Da autora (2024).

As séries temporais de precipitação diária e as séries meteorológicas diárias (temperatura, temperatura ponto de orvalho, velocidade do vento a 10 metros, pressão atmosférica e radiação), necessárias para a entrada do modelo, foram adquiridas do conjunto de dados de Xavier *et al.* (2022). Este produto utiliza dados de 11473 pluviômetros e 1252 estações meteorológicas (Xavier *et al.*, 2022). Os dados meteorológicos e de precipitação foram interpolados utilizando o método do inverso do quadrado da distância (IQD), ponderada pela altitude da estação, na grade do modelo de baixa resolução.

O modelo digital de elevação do TOPODATA foi utilizado com resolução espacial de 30 metros (INPE, 2008). A partir dele, por meio do *software* TerraHidro, foram obtidas a elevação com correção, direção de fluxo, área de drenagem, rede de drenagem, delimitação da bacia hidrográfica e declividade dos trechos para a alta resolução. Também foram gerados tais subprodutos para a baixa resolução o qual foi trabalhado e discretizado as entradas do modelo.

Também foi gerado o modelo numérico de terreno HAND (*Height Above the Nearest Drainage*, em inglês) por este mesmo *software*.

Com o HAND obteve-se os valores relativos relacionados às alturas ao longo da rede de drenagem (Tomasella *et al.*, 2022), ou seja, um modelo de terreno hidrológico (Nobre *et al.*, 2011). O HAND apresenta a topologia dos potenciais de drenagem locais e tem alta correlação com a altura do lençol freático (Nobre *et al.*, 2011). Para isso, o HAND foi separado em quatro classes: áreas saturadas (0 a 15 metros), intermediárias (15 a 74 metros), não-saturadas (74 a 194 metros) e áreas altas (194 a 800 metros) e é apresentado na Figura 4b.

Nas áreas saturadas houve predominância de textura argilo siltosa. Já para as áreas intermediárias ocorrem solos com predominância de textura franco argilosa, enquanto para as áreas não-saturadas há predominância da textura franco argilo arenoso. Nas áreas altas, a predominância encontrada foi da textura argilosa. Para a entrada no MHD-INPE, a parametrização do solo foi feita por meio da classe textural utilizando o triângulo textural do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos – USDA (Soil Survey Staff, 1951), por meio de aplicação de funções de pedotransferência (TOMASELLA *et al.*, 2003). Os parâmetros relacionados ao solo são apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3 – Parâmetros fixos do solo para o Modelo Hidrológico Distribuído (MHD–INPE).**

Parâmetros do solo	Saturada	Intermediária	Não-Saturada	Alta
Condutividade hidráulica do solo saturado ( $K_{sat}$ ) – $mm.d^{-1}$	12,247	44,525	69,298	50,962
Pressão de entrada do ar ( $\psi_b$ ) – kPa	3,189	1,335	1,142	1,029
Parâmetro b da curva de retenção (Brooks–Corey)	4,549	3,404	1,767	2,746
Umidade volumétrica na saturação ( $\theta_s$ ) – $m^3.m^{-3}$	0,562	0,498	0,409	0,563
Umidade volumétrica residual ( $\theta_r$ ) – $m^3.m^{-3}$	0,158	0,137	0,122	0,235

Fonte: Tomasella *et al.* (2003).

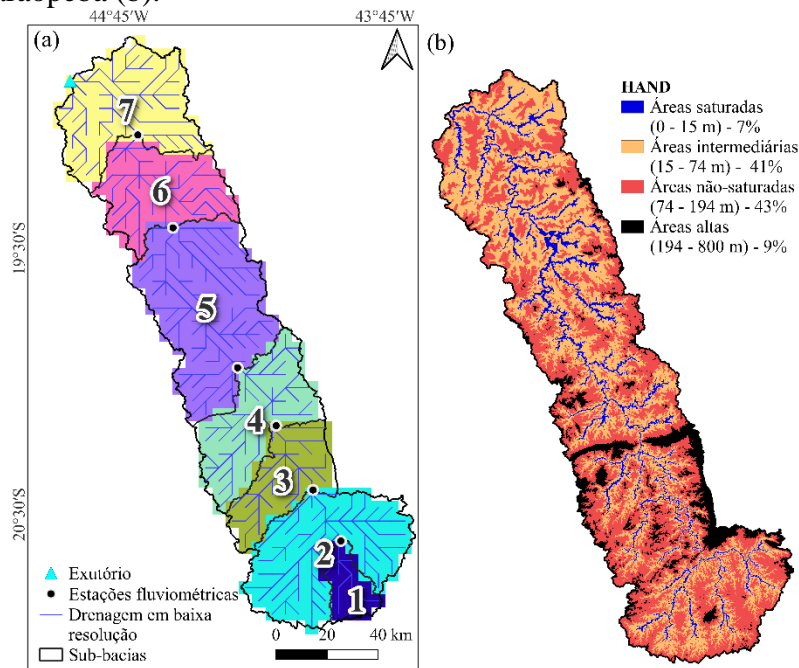
Os dados anuais referentes ao uso e cobertura do solo foram adquiridos da oitava coleção do Projeto MapBiomias (MAPBIOMAS BRASIL, 2023), para o período entre 1985 e 2018. Estes dados têm resolução espacial de 30 metros. Os parâmetros relacionados ao uso e cobertura do solo foram obtidos na literatura (Almeida; Ribeiro; Leite, 2013; Caram, 2011; Carneiro *et al.*, 2008; Culf *et al.*, 1996; Freitas, 2012; Goodacre *et al.*, 1993; Herrera; Marazuela; Hofmann, 2022; Steidle Neto *et al.*, 2012; Ubarana, 1996) e são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Parâmetros do uso e cobertura do solo para o Modelo Hidrológico Distribuído (MHD–INPE).

Parâmetro	Pastagem	Agricultura	Mata Atlântica	Cerrado	Silvicultura	Formação Campestre	Área urbana	Solo exposto	Áreas mal drenadas
Albedo	0,16 – 0,20	0,13 – 0,16	0,18 – 0,20	0,13 – 0,17	0,14 – 0,18	0,14 – 0,15	0,35	0,32	0,20 – 0,30
Índice de área foliar (IAF) - $m^2.m^{-2}$	0,70 – 4,30	0,78 – 4,78	2,80 – 5,00	1,19 – 5,21	2,50	0,38 – 1,94	1,00	0,00	0,85 – 2,24
Altura ( $Z_{veg}$ ) – m	0,60	0,33 – 0,49	18,00	18,00	22,00	0,60	1,50	0,10	0,60
Cobertura da vegetação - %	0,50 – 0,90	0,28 – 0,84	0,81	0,74 – 0,97	0,72	0,30	0,10	0,10	0,85
Profundidade da raiz ( $Z_r$ ) – m	1,50	1,50	3,00	10,00	2,50	1,89	0,00	1,50	1,00
Plano de descolamento zero ( $d_0$ ) – m	0,22 – 0,33	0,22 – 0,33	8,28	13,45 – 14,60	14,52	0,11 – 0,23	0,00	0,00	0,22 – 0,36
Rugosidade ( $Z_0$ ) – m	0,05 – 0,08	0,08	1,80	0,73 – 0,97	2,71	0,08	0,011	0,011	0,05 – 0,08
Resistência superficial ( $R_c$ ) - $s.m^{-1}$	50,00	50,00	100,00	67,00	100,00	100,00	50,00	100,00	85,00
Capacidade máxima do dossel ( $S_c$ ) – mm	0,50	0,50	2,00	0,85	0,42	0,70	0,00	0,5	0,90

Fonte: Almeida, Ribeiro e Leite (2013), Caram (2011), Carneiro *et al.* (2008), Culf *et al.* (1996), Freitas (2012), Goodacre *et al.* (1993), Herrera, Marazueta e Hofmann (2022), Steidle Neto *et al.* (2012) e Ubarana (1996).

Figura 4 – Sub-bacia do rio Paraopeba na resolução de entrada do modelo hidrológico MHD–INPE (a); Modelo numérico de terreno HAND para a bacia hidrográfica do rio Paraopeba (b).



Fonte: Da autora (2024).

Além disso, foram obtidos dados de usos outorgados de água nesta bacia na Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IDE-SISEMA, 2023). Foram obtidos dados até agosto de 2023. Todavia, para a calibração e validação do modelo, foram considerados os usos outorgados até o ano de 2018.

Do total outorgado foi considerado como entrada no modelo, a porcentagem da vazão consumida com os respectivos coeficientes de consumo de acordo com a finalidade do uso da água (Minas Gerais, 2021; Montoya; Finamore, 2020; ONS, 2005).

Os dados de consumo per capita e de população abastecida pela BHRP foram adquiridos do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). Esses dados foram processados, de forma a obter a população média atendida e o consumo médio per capita até 2018. Considerou-se que a perda percentual na rede de distribuição de água é de 38,3%, sendo este o percentual médio de perdas para o Brasil em 2017 (MDR; SNS, 2019a, 2019b).

Segundo o Atlas Águas (ANA, 2021b), a Região Metropolitana de Belo Horizonte, em 2020, tinha uma demanda de água para abastecimento público de 16,6 m<sup>3</sup>/s. Ainda segundo essa instituição, é captado dos sistemas integrados que se encontram na BHRP 8,627 m<sup>3</sup>/s, correspondendo a 52% da demanda total da região. O SIN Paraopeba auxilia com 27% da demanda da capital, que é de, aproximadamente, 2,11 m<sup>3</sup>/s. Em posse destas informações, dos municípios que são abastecidos pelo Paraopeba, em totalidade ou parcialmente, e de

informações de consumo per capita e população no ano de 2020, estimou-se a contribuição dos três sistemas em cada município, fixando-se porcentagens. A partir disto, estimou-se o consumo por meio das médias do SNIS até 2018. Na Tabela 5 são apresentadas as vazões outorgadas e consumidas, após as considerações acerca da porcentagem destinada ao abastecimento. Para o presente estudo, foi considerado um consumo médio constante durante todo o tempo de simulação.

Tabela 5 – Vazões outorgadas em cada sub-bacia incremental da BHRP até 2018.

Sub-Bacia	Vazão total outorgada (m <sup>3</sup> /s)	Vazão total outorgada (exceto abastecimento) (m <sup>3</sup> /s)	Consumo total (m <sup>3</sup> /s)
1	0,099	0,027	0,021
2	3,098	2,596	1,915
3	0,379	0,347	0,278
4	17,815	1,558	2,798
5	5,827	2,352	3,255
6	5,037	4,737	3,633
7	1,771	1,771	1,456

Fonte: Da autora (2024).

### 3.2.2 Calibração, validação e análise de desempenho do modelo MHD-INPE

Na bacia hidrográfica do rio Paraopeba (BHRP) foram discretizadas células com cerca de 5 km (0,05°) (Figura 4a). O estudo foi realizado entre 1985 e 2018 e foram considerados os anos hidrológicos, com início nos meses de outubro e final em setembro do ano seguinte. Na Tabela 6 são apresentados os intervalos utilizados para o aquecimento, calibração e validação do modelo para cada sub-bacia. Para a calibração do modelo, foi adicionado uma condição inicial de uma simulação prévia para estabilizar as condições de armazenamento de água no solo no modelo.

Tabela 6 – Período de aquecimento, calibração e validação do modelo por sub-bacia.

Sub-Bacia	Estação	Aquecimento	Calibração	Validação
1	São Brás do Suaçuí – Montante			
2	Belo Vale			
3	Alberto Flores	1985 a Set/1987	Out/1995 a Set/2018	Out/1987 a Set/1995
4	Ponte Nova do Paraopeba			
5	Ponte da Taquara			
6	UHE Retiro Baixo Montante	2011 a Set/2012	Out/2014 a Set/2018	Out/2012 a Set/2014

Fonte: Da autora (2024).

Na calibração utilizou-se o algoritmo de calibração automática multiobjetivo SPEA2 (*Strength Pareto Evolutionary Algorithm 2*) com a maximização da função objetivo. O SPEA2 permite a otimização multiobjetivos de forma a considerar que as funções objetivos tem a

mesma importância (Zitzler; Laumanns; Bleuler, 2004). Este algoritmo busca que o conjunto seja aproximado de escolhas ideais em uma única execução de otimização (Zitzler; Laumanns; Thiele, 2001). O SPEA2 tem uma população regular e um conjunto (arquivo), a aptidão dos indivíduos são determinadas pela força dos que o dominam (Guo *et al.*, 2014; Zitzler; Laumanns; Bleuler, 2004; Zitzler; Laumanns; Thiele, 2001). Antes de iniciar as iterações, considera-se que esse arquivo vazio e a população inicial são de tamanho pré-definidos. Respostas não dominadas são copiadas para o arquivo vazio e são avaliadas. Cada indivíduo, no arquivo, tem força de 0 a 1. Já a aptidão, na população, é dada pela soma das forças do arquivo que dominam a população, somando uma unidade. São realizadas combinações e mutações e é formado um novo conjunto que substitui o anterior (Darlane *et al.*, 2021; Zitzler; Laumanns; Bleuler, 2004; Zitzler; Laumanns; Thiele, 2001). Para a calibração, considerou-se o tamanho máximo da população de 50 indivíduos e o número máximo de iterações também foi 50 (número de iterações do algoritmo).

A calibração foi realizada da bacia de montante para a bacia de jusante. Os dados diários de vazão média diária para as seis sub-bacias foram utilizados para a calibração e validação do modelo, na bacia hidrográfica do rio Paraopeba. O conjunto de parâmetros que gerou o maior valor do índice de eficiência de Nash-Sutcliffe para o logaritmo das vazões (LNSE) foram selecionados. Já para calibrar a sétima sub-bacia, que se encontra a jusante da Usina Hidrelétrica (UHE) Retiro Baixo foi usada a vazão defluente do reservatório para substituir a vazão simulada para o exutório. Além disso, considerou-se que as sub-bacias 6 e 7 são hidrologicamente semelhantes. Dessa forma, foi utilizado os parâmetros obtidos na calibração da sub-bacia 6 para simular o comportamento da sub-bacia 7. A verificação da qualidade do ajuste dos hidrogramas simulados também foram verificados e comparados aos dados observados de vazão. Também foram construídas as curvas de permanência observadas e simuladas para verificação dos resultados. Os parâmetros que foram calibrados são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Parâmetros calibráveis do Modelo Hidrológico Distribuído MHD–INPE, com suas unidades, intervalos e respectivas descrições.

Parâmetros	Unidade	Intervalo	Inicial
D1 – Espessura da camada superior	m	0 – 10	10
D2 – Espessura da camada intermediária	m	0 – 10	10
D3 – Espessura da camada inferior	m	0 – 30	10
fK <sub>SS</sub> – Multiplicador da condutividade hidráulica da camada superior	-	0,01 – 10	1
α – Anisotropia	-	1 – 10000	1
T <sub>sub</sub> – Transmissividade máxima na camada inferior do solo	m <sup>2</sup> . dia <sup>-1</sup>	0,01 – 10000	1
ξ – Razão do armazenamento na capacidade de campo e S <sub>máx</sub>	-	0 – 2	1
μ – Parâmetro que representa a queda de transmissividade com a espessura da zona saturada	-	0,01 – 4	1
C <sub>sup</sub> – Tempo de retardo (escoamento superficial e subsuperficial)	dia <sup>-1</sup>	0,01 – 1000	1
C <sub>sub</sub> – Tempo de retardo (escoamento base)	dia <sup>-1</sup>	0,01 – 2000	1

Fonte: Adaptado de Tomasella *et al.* (2022)

A análise de desempenho do modelo MHD–INPE foi realizada por meio dos índices estatísticos, sendo eles: o índice de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), índice de eficiência de Nash-Sutcliffe para o logaritmo das vazões (LNSE), coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>), porcentagem de viés (PBIAS) e eficiência de Kling-Gupta (KGE). Estes indicadores foram calculados por meio das equações 1, 2, 3, 4 e 5, em sequência.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{sim_i} - Q_{obs_i})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs_i} - \overline{Q_{obs}})^2} \quad (1)$$

$$LNSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\ln(Q_{sim_i}) - \ln(Q_{obs_i}))^2}{\sum_{i=1}^n (\ln(Q_{obs_i}) - \ln(\overline{Q_{obs}}))^2} \quad (2)$$

$$R^2 = \frac{[\sum_{i=1}^n (Q_{sim_i} - \overline{Q_{sim}})(Q_{obs_i} - \overline{Q_{obs}})]^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{sim_i} - \overline{Q_{sim}})^2 \sum_{i=1}^n (Q_{obs_i} - \overline{Q_{obs}})^2} \quad (3)$$

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs_i} - Q_{sim_i})}{\sum_{i=1}^n Q_{obs_i}} \quad (4)$$

$$KGE = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + \left(\frac{\sigma_s}{\sigma_o} - 1\right)^2 + \left(\frac{\overline{Q_{sim}}}{\overline{Q_{obs}}} - 1\right)^2} \quad (5)$$

Em que: Q<sub>sim</sub> é a vazão simulada, Q<sub>obs</sub> é a vazão observada;  $\overline{Q_{sim}}$  é a vazão média simulada;  $\overline{Q_{obs}}$  é a vazão média observada;  $\sigma_s$  desvio padrão da vazão média simulada;  $\sigma_o$  desvio padrão da vazão média observada; e r relação linear entre os dados observados e simulados.

O NSE (Nash; Sutcliffe, 1970) tem uma maior sensibilidade as vazões máximas, enquanto o LNSE maior sensibilidade as vazões mínimas (Zákhia *et al.*, 2021). Para o NSE, o LNSE e o R<sup>2</sup> o valor ideal é a unidade. Já o PBIAS tem seu valor ideal igual a 0. Esse mensura a tendência média das vazões simuladas em relação às observadas. Quando seu valor é positivo, mostra que há um viés de subestimava da simulação; quando negativo, superestima (Brighenti; Bonumá; Chaffe, 2016; Gupta; Sorooshian; Yapo, 1999).

O KGE incorpora a correlação, o coeficiente de variação e o viés (Gupta *et al.*, 2009; Kling; Fuchs; Paulin, 2012). Assim como para o NSE, LNSE e R<sup>2</sup>, o KGE tem seu melhor valor quanto igual a unidade (Melo *et al.*, 2022a; Oliveira; Pedrollo; Castro, 2014; Pissarra *et al.*, 2022). O desempenho do modelo será classificado qualitativamente a partir desses índices, e o intervalo de classificação é apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 – Classificação dos índices estatísticos de desempenho do modelo.

Índice	Muito bom	Bom	Satisfatório	Não satisfatório
NSE	$NSE > 0,80$	$0,70 < NSE \leq 0,80$	$0,50 < NSE \leq 0,70$	$NSE \leq 0,50$
LNSE	$LNSE > 0,80$	$0,70 < LNSE \leq 0,80$	$0,50 < LNSE \leq 0,70$	$LNSE \leq 0,50$
R <sup>2</sup>	$R^2 > 0,85$	$0,75 < R^2 \leq 0,85$	$0,60 < R^2 \leq 0,75$	$R^2 \leq 0,60$
PBIAS (%)	$PBIAS < \pm 5$	$\pm 5 \leq PBIAS < \pm 10$	$\pm 10 \leq PBIAS < \pm 15$	$PBIAS \geq \pm 15$
KGE	$KGE = 1$	$0,7 \leq KGE < 1,0$	$0,4 \leq KGE < 0,7$	$KGE < 0,4$

Em que: NSE é o Índice de Eficiência de Nash-Sutcliffe; R<sup>2</sup> o coeficiente de determinação; PBIAS a porcentagem de viés; e KGE o coeficiente de eficiência de Kling-Gupta

Fonte: Adaptado de Moriasi *et al.* (2015) e Brocca *et al.* (2020).

### 3.3 Cenários de uso e cobertura do solo e consumo de água

Diferentes cenários foram propostos para verificar a oferta de água para o abastecimento público na BHRP. Assim são consideradas as mudanças que ocorreram no uso e cobertura do solo e no consumo de água da região. Na verificação dos impactos das mudanças de uso e cobertura do solo e do aumento do consumo de água nas respostas hidrológicas foram utilizados dois cenários. Um cenário atual (CA) que considera a evolução da mudança do uso e cobertura do solo no tempo. Neste cenário todos os mapas anuais de uso e cobertura do solo são utilizados (1985 a 2018). Além de levar em consideração os demais usos outorgados na bacia até 2018.

O cenário C1 considera que não houve mudanças no uso e cobertura do solo da bacia. Assim, para este cenário considerado estável quanto as mudanças foi utilizado o mapa de uso e cobertura do solo de 1985 e o consumo de água na região considerando à população estimada de 1985 (IBGE, 1986). Um sumário sobre os cenários é apresentado na Tabela 9.

Tabela 9 – Características dos cenários de mudança de uso e cobertura do solo.

Cenários	Descrição			
	Consumo per capita	Mapas de uso e cobertura do solo	Perdas na distribuição	População
CA	Médio até 2018 <sup>1</sup>	1985 a 2018 <sup>2</sup>	38,3% <sup>3</sup>	Média atendida até 2018 <sup>1</sup>
C1		1985 <sup>2</sup>		Estimada para 1985 <sup>4</sup>

Em que: <sup>1</sup>(SNIS, 2023); <sup>2</sup>(MAPBIOMAS BRASIL, 2023); <sup>3</sup>(MDR; SNS, 2019a, 2019b), <sup>4</sup>(IBGE, 1986).

Fonte: Da autora (2024).

Para a verificação dos impactos que o crescimento da população pode causar na hidrologia da BHRP foi considerado o aumento do consumo de água para a população estimada em 2030. Sendo assim, o consumo per capita em 2022 obtido pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) foi considerado para os municípios que são abastecidos pela bacia hidrográfica do rio Paraopeba (BHRP). Com base na série histórica de dados do SNIS, foram construídos 4 cenários (C2, C3, C4 e C5) que foram comparados com o cenário atual (CA). As características desses cenários estão resumidas na Tabela 10.

Para o desenvolvimento dos cenários foram feitas algumas considerações. Como, segundo o exposto na Lei nº 14026, de julho de 2020, conhecida como “Novo Marco Legal do Saneamento”, traz em sua redação metas de universalização, buscando que até o último dia de 2033, tenha o atendimento de 99% da população com água potável e que haja metas de reduções de perdas (Brasil, 2020). Para isso, os cenários englobaram a manutenção das perdas na distribuição de água para o ano de 2017 (MDR; SNS, 2019a, 2019b), sendo de 38,3%, e a redução das perdas, sendo o adotado para o presente estudo de 20,0%.

Além disso, os cenários englobaram o consumo de água médio e maximizado. Para maximizar o consumo, pensando na retirada de água dos mananciais relativos ao dia de maior consumo, acrescentou-se o coeficiente  $k_1$ , neste estudo adotado como 1,2. Este coeficiente é usado como um reforço relacionado aos dias que tem-se maior consumo e ele pode variar entre 1,2 a 2,0. No Brasil, adota-se usualmente 1,2 (FUNASA, 2016).

Tabela 10 – Sumário sobre os cenários de uso da água.

Cenários	Perdas na distribuição	Maximização do consumo	Consumo de água per capita	População	Mapa de uso e cobertura do solo
C2 – RP	20,0%	Não	Consumo médio de água observado para o ano de 2022 <sup>1</sup>	Estimada para o ano de 2030 <sup>2</sup>	Anual; 1985 a 2018 <sup>5</sup> .
C3 – MP	38,3% <sup>3</sup>				
C4 – MC + RP	20,0%	Sim; $k_1 = 1,2^4$			
C5 – MC + MP	38,3% <sup>3</sup>				

Em que: <sup>1</sup>(SNIS, 2023); <sup>2</sup>(IBGE, 1986); <sup>3</sup>(MDR; SNS, 2019a, 2019b); <sup>4</sup>(FUNASA, 2016); <sup>5</sup>(MAPBIOMAS BRASIL, 2023) RP - redução das perdas; MP - manutenção de perdas; MC - maximização do consumo.

Fonte: Da autora (2024).

Os usos outorgados foram considerados até agosto de 2023 para compor o consumo de água (IDE-SISEMA, 2023), dessa forma, leva-se em consideração que haverá manutenção dos usos de água para as demais atividades produtivas desenvolvidas na bacia. A meta 6.1 do ODS 6 foi considerada atingida caso houvesse disponibilidade hídrica para o atendimento universal da população de 2030 considerando a parcela da água que é consumida.

Visto que, durante o desenvolvimento do presente trabalho, ainda não havia sido publicado as novas projeções populacionais municipais para 2030 pelo Instituto Brasileiro de

Geografia e Estatística, assim foi calculada a população estimada para cada município. Para isso, estimou-se a população para 2030 por meio de uma progressão geométrica. Considerou-se que a taxa de crescimento geométrico anual da população do ano de 2022 para 2030, seria a mesma que aconteceu entre 2010 e 2022. As taxas de crescimento e a população censitária foram disponibilizados pelo Censo 2022 e adquiridos no website do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2023) (Tabela 11).

Tabela 11 – Consumo per capita para o ano de 2022 para os municípios abastecidos pela bacia hidrográfica do rio Paraopeba (BHRP) e cenário de alto consumo (continua).

Sub-bacia	Município	Consumo 2022 (L hab <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )	Taxa de crescimento (% ano <sup>-1</sup> )	População	
				Censitária 2022	Estimada 2030
1	Casa Grande	147,4	-0,11	2214	2195
	Cristiano Ottoni	118,04	-0,58	4667	4456
	Queluzito	325,75	-0,42	1770	1712
	São Brás do Suaçuí	192,02	1,06	3989	4343
2	Congonhas	159,28	0,72	52890	56026
	Conselheiro Lafaiete	151,32	1,02	131621	142812
	Entre Rios de Minas	165,02	0,29	14746	15093
	Jeceaba	201,85	1,16	6197	6800
3	Belo Vale	230,3	1,13	8627	9444
	Moeda	255,25	0,74	5125	5438
	Piedade dos Gerais	178,66	0,66	5019	5292
4	Betim	137,24	0,69	411846	435220
	Bonfim	245,08	0,72	7434	7875
	Brumadinho	173,58	1,14	38915	42631
	Contagem	152,08	0,26	621863	634934
	Crucilândia	166,68	1,11	5434	5939
	Ibirité	121,44	0,63	170537	179353
	Itatiaiuçu	252,14	2,25	12966	15524
	Mário Campos	165,13	1,57	15900	18028
	Rio Manso	245,01	0,45	5568	5773
	São Joaquim de Bicas	238,81	2,5	34348	41953
5	Sarzedo	163,06	3,01	36844	46876
	Cachoeira da Prata	179,93	0,09	3693	3720
	Esmeraldas	153,75	3,05	85598	109253
	Florestal	185,38	1,62	8045	9159
	Fortuna de Minas	188,67	1,12	3093	3383
	Igarapé	187,19	2,31	45847	55153
	Inhaúma	265,25	0,67	6239	6583
	Juatuba	195,84	2,75	30716	38275
	Mateus Leme	202,51	2,59	37841	46554
	Pequi	406,82	0,16	4155	4209
6	São José da Varginha	133,16	0,65	4536	4779
	Caetanópolis	150,82	0,94	11435	12329
	Maravilhas	157,29	0,20	7333	7452
	Paraopeba	159,02	0,55	24107	25192

Fonte: Adaptado do SNIS e IBGE (2023).

Tabela 11 – Consumo per capita para o ano de 2022 para os municípios abastecidos pela bacia hidrográfica do rio Paraopeba (BHRP) e cenário de alto consumo (conclusão).

Sub-bacia	Município	Consumo 2022 (L hab <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )	Taxa de crescimento (% ano <sup>-1</sup> )	População	
				Censitária 2022	Estimada 2030
4 e 5	Belo Horizonte	162,18	-0,21	2315560	2276984
	Lagoa Santa	245,52	3,03	75145	95758
	Matozinhos	163,16	0,86	37618	40297
	Nova Lima	212,04	2,71	111697	138738
	Pedro Leopoldo	163,5	0,53	62580	65290
	Ribeirão das Neves	130,43	0,88	329794	353848
	Santa Luzia	144,22	0,66	219132	231013
	São José da Lapa	246,25	2,33	26090	31436
	Vespasiano	120,55	1,79	129246	149145

Fonte: Adaptado do SNIS e IBGE (2023).

Na Tabela 12 é sumarizado os consumos de água por sub-bacia de acordo com cada um dos cenários.

Tabela 12 – Consumo de água por sub-bacia de acordo com os cenários.

Sub-bacia	Consumo total (m <sup>3</sup> /s)					
	CA	C1	C2	C3	C4	C5
1	0,021	0,006	0,144	0,145	0,145	0,146
2	1,915	0,061	2,314	2,329	2,333	2,351
3	0,278	0,006	0,505	0,507	0,508	0,510
4	2,798	1,246	3,491	3,807	3,905	4,281
5	3,255	1,058	4,386	4,643	4,725	5,036
6	3,633	0,010	4,536	4,539	4,540	4,543
7	1,456	0,000	2,141	2,141	2,141	2,141

Fonte: Da autora (2024).

### 3.4 Simulação dos impactos na hidrologia local da BHRP, na disponibilidade e segurança hídrica na BHRP

Os impactos na hidrologia ocasionados pelas mudanças de uso e cobertura do solo e consumo de água na BHRP foram simulados pelo modelo hidrológico MHD-INPE. Além disso, foram analisadas a disponibilidade hídrica de cada sub-bacia e o atendimento das metas 6.1 e 6.4 que se relacionam com o acesso universal a água, melhoria na eficiência do uso da água e a escassez hídrica, no período de 1985 a 2018.

A curva de permanência foi utilizada para análise das vazões com 90 e 95% do tempo de permanência,  $Q_{90}$  e  $Q_{95}$ , respectivamente. Calculou-se a vazão mínima anual média em sete dias consecutivos e com tempo de retorno de dez anos, a partir da vazão simulada pelo MHD-INPE. Para isso, foi ajustada a função densidade de probabilidade Weibull à série temporal

anual de vazões mínimas média em sete dias consecutivos. A aderência da série foi testada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov ao nível de significância estatística de 5%

O índice de conflito de uso de água na gestão dos recursos hídricos ( $I_{cg}$ ) foi calculado pela equação 6, proposto por Moreira *et al.* (2012). Caso o  $I_{cg}$  seja superior a unidade, o resultado indica que a vazão outorgada é superior ao limite para a sub-bacia (Moreira *et al.*, 2012).

$$I_{cg} = \frac{Q_{out}}{30\%Q_{7,10}} \quad (6)$$

Em que:  $I_{cg}$  é o índice de conflito de uso de água na gestão dos recursos hídricos (adimensional);  $Q_{out}$  é a vazão outorgada por sub-bacia ( $m^3 s^{-1}$ );  $Q_{7,10}$  é a vazão mínima anual média em sete dias consecutivos e com tempo de retorno de dez anos calculada a partir da vazão simulada pelo MHD–INPE por sub-bacia ( $m^3 s^{-1}$ ).

Na bacia hidrográfica do rio Paraopeba, pode-se outorgar até 30% da vazão de referência (Minas Gerais, 2019), ou seja, para cada sub-bacia, a vazão outorgada total é 30% da  $Q_{7,10}$ . Na Tabela 13 são apresentadas as vazões outorgadas por sub-bacia na BHRP, obtidas no IDE-SISEMA (2023).

Tabela 13 – Vazões outorgadas superficiais por sub-bacia na BHRP.

	1	2	3	4	5	6	7
Vazões outorgadas ( $m^3/s$ )	0,224	3,301	8,735	25,970	30,822	36,215	38,093

Fonte: Adaptado IDE-SISEMA (2023).

Além disso, foram utilizados alguns descritores estatísticos para verificar os impactos nas vazões simuladas. Estes descritores são: a sazonalidade (SEASON), a variabilidade média dos coeficientes de vazão ( $Q_{SM}$ ), a resposta hidrológica para altos índices pluviométricos (MWH) e para baixos índices pluviométricos (MWL) (Ley *et al.*, 2011). Os descritores estatísticos podem ser calculados pelas Equações 7, 8, 9 e 10, respectivamente.

$$SEASON = \frac{Q_{chuvoso} - Q_{seco}}{\bar{Q}} \quad (7)$$

$$Q_{SM} = \frac{Q_{0,8} - Q_{0,2}}{\bar{Q}} \quad (8)$$

$$MWH = \frac{\sum_{h=1}^H Q_h}{H} \quad (9)$$

$$MWL = \frac{\sum_{l=1}^L Q_l}{L} \quad (10)$$

Em que: SEASON é a sazonalidade;  $\overline{Q_{\text{chuvoso}}}$  é a vazão média no período chuvoso (outubro a março);  $\overline{Q_{\text{seco}}}$  é a vazão média no período seco (abril a setembro);  $\overline{Q}$  vazão média de todo o período;  $Q_{SM}$  variabilidade média dos coeficientes de vazão;  $Q_{0,8}$  é a vazão com quantis de 0,8;  $Q_{0,2}$  é a vazão com quantis de 0,2; MWH resposta hidrológica para altos índices pluviométricos;  $Q_h$  vazão com probabilidade de excedência menor que 5%; H número de dados observados no intervalo de  $Q_h$ ; MWL resposta hidrológica para baixos índices pluviométricos;  $Q_l$  vazão com probabilidade de excedência maior que 95%; e L número de dados observados no intervalo de  $Q_l$ .

### 3.5 Impactos na geração de energia hidrelétrica por meio da Usina Hidrelétrica (UHE) Retiro Baixo

A usina hidrelétrica (UHE) Retiro Baixo tem seu barramento localizado à montante da usina hidrelétrica de Três Marias, na parte baixa do rio Paraopeba. O funcionamento da UHE Retiro Baixo iniciou em março de 2010. Verifica-se duas unidades geradoras de energia elétrica que resultam numa potência total instalada de 82 MW. A área inundada é de 22,58 km<sup>2</sup>. Seu nível de água mínimo é 614 m e o máximo 616 m. O reservatório desta usina tem um volume útil de 49,352 hm<sup>3</sup>. O volume operativo máximo de 290,857 hm<sup>3</sup> (Bergamashci, 2021). A cota do canal de fuga é 577,0 metros. Já a vazão de engolimento, também conhecida como vazão máxima turbinada, é de 103,5 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> por unidade geradora. Sua energia firme é de 38,5 MW (ONS, 2023; RBE, 2023). Ou seja, aquela que tem níveis confiáveis de capacidade de geração constante. Assim, considera a produção de energia à uma probabilidade de 5% de falhas (Kelman; Kelman; Pereira, 2004; Paiva *et al.*, 2024).

Em posse das vazões afluentes da usina e das vazões defluentes, que foram simuladas pelo modelo MHD-INPE, calculou-se o balanço hídrico para o reservatório da UHE Retiro Baixo. Para isso, considerou que o volume final do reservatório deve ser inferior ou igual ao volume máximo operacional. Caso maior, a vazão defluente englobará a vazão turbinada e a vazão vertida. Neste caso, a vazão turbinada será igual a de engolimento e a vertida seguiu a Equação 11.

$$Q_{\text{ver}} = \left( \frac{(V_t - V_{M\text{áx}}) \cdot 10^6}{3600 \cdot 24} \right) - Q_{\text{turb}} \quad (11)$$

Em que  $V_t$  é o volume do reservatório no final do intervalo de tempo  $t$  ( $\text{hm}^3$ );  $V_{\text{Máx}}$  é o volume máximo operacional do reservatório ( $\text{hm}^3$ );  $Q_{\text{ver}}$  é a vazão vertida ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ); e  $Q_{\text{turb}}$  é a vazão turbinada ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ).

Se estiver abaixo do volume mínimo operacional, a vazão turbinada será a de afluência. Já, se o volume final estiver entre o máximo e mínimo operacional do reservatório, a vazão de defluência será dada apenas em função da vazão turbinada que é a regularizada. A vazão regularizada foi calculada conforme Paiva *et al.* (2024), sendo a vazão necessária para a manutenção de energia firme. Já a geração de energia elétrica foi simulada a partir da Equação 12.

$$P_w = H \cdot Q_{\text{turb}} k \quad (12)$$

Em que  $P_w$  é a potência de geração de energia elétrica (MW);  $H$  é queda líquida que é dada pela diferença entre o nível no reservatório para o canal de fuga (m);  $Q_{\text{turb}}$  é a vazão turbinada ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ); e  $k$  é o coeficiente específico de produtividade da turbina ( $\text{MW s m}^{-4}$ ). O nível do reservatório foi estimado por meio da curva cota-volume do reservatório da UHE Retiro Baixo (Bergamashci, 2021).

A vazão regularizada foi estimada a partir da vazão simulada para a sub-bacia 6 no cenário atual (CA), sendo ela a que, quando fixada gerou 5% de falhas em todo o período em estudo. Assim foi realizada a simulação de geração de energia elétrica o que permite a comparação da simulação dos diferentes cenários, ou seja, a verificação do aumento ou redução na geração de energia por meio da UHE Retiro Baixo e das falhas, considerando os cenários de uso e cobertura do solo e de uso da água.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Calibração e validação do modelo hidrológico MHD–INPE

O Modelo Hidrológico Distribuído (MHD–INPE) foi calibrado e validado para a bacia hidrográfica do rio Paraopeba (BHRP). Na Tabela 14 são apresentados os valores finais obtidos para cada um dos parâmetros calibráveis.

Tabela 14 – Parâmetros finais do Modelo Hidrológico Distribuído (MHD–INPE), obtidos após a calibração, nas sub-bacia (BHRP).

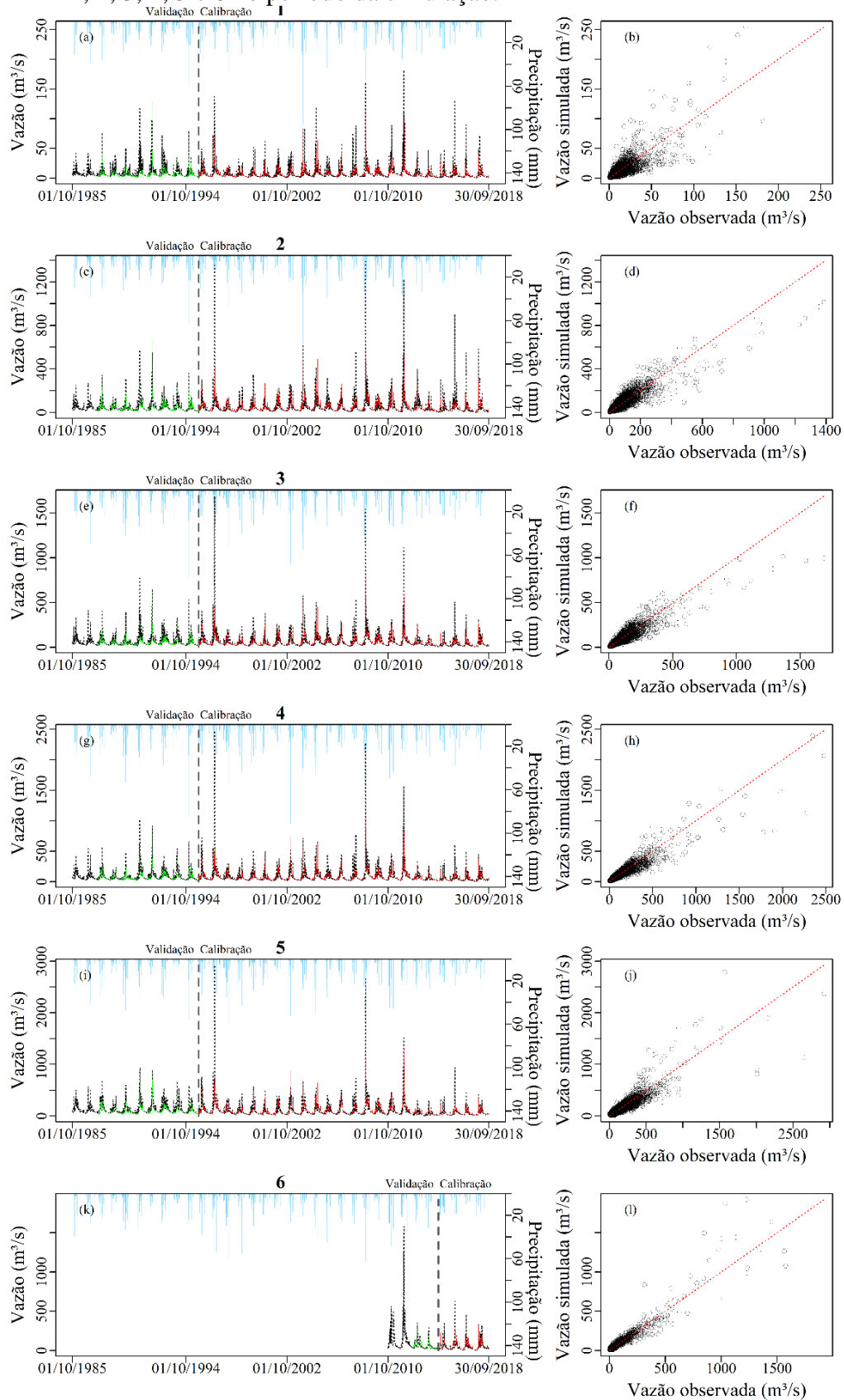
Parâmetros	Sub-bacias					
	1	2	3	4	5	6
D <sub>1</sub> – Espessura da camada superior (m)	0,8902	1,3986	6,1738	1,8714	7,7236	3,0252
D <sub>2</sub> – Espessura da camada intermediária (m)	0,1085	9,9998	0,0074	0,0050	0,0116	0,0014
D <sub>3</sub> – Espessura da camada inferior (m)	2,3717	0,0458	1,7831	0,2474	15,5757	0,0100
fK <sub>SS</sub> – Multiplicador da condutividade hidráulica da camada superior	0,0238	0,2313	0,0265	2,6291	0,7799	0,0100
T <sub>sub</sub> – Transmissividade máxima na camada inferior do solo (m <sup>2</sup> dia <sup>-1</sup> )	64,9115	70,9079	84,3134	32,9282	9999,0000	0,0100
μ – Parâmetro que representa a queda de transmissividade com a espessura da zona saturada	1,2990	3,8715	1,0000	1,2479	1,2869	1,7884
α – Anisotropia	9998,9717	9998,9521	0,1715	233,0698	2398,6492	0,1007
ξ – Razão do armazenamento na capacidade de campo e S <sub>máx</sub>	0,0002	0,0002	0,0280	0,0600	0,0008	0,0002
C <sub>sup</sub> – Tempo de retardo (escoamento superficial e subsuperficial) (dia <sup>-1</sup> )	0,0012	0,0010	0,0231	0,0031	1,7806	116,5317
C <sub>sub</sub> – Tempo de retardo (escoamento base) (dia <sup>-1</sup> )	0,0424	0,0010	0,0010	331,1656	293,8648	0,0010

Fonte: Da autora (2024).

Na Figura 5 são apresentados os hidrogramas e os gráficos de dispersão da vazão simulada e observada. As vazões máximas simuladas são observadas no período de calibração para as sub-bacias de 1 a 5. Nas sub-bacias, com exceção à sub-bacia 1, houve uma subestimativa das vazões extremas máximas (com destaque nos anos hidrológicos 1996-1997, 2008-2009 e 2011-2012). Na dispersão para todo o período de simulação (Figura 5d, f, h, j) é possível observar que para as sub-bacias 2, 3, 4 e 5 tem-se uma tendência de subestimar as vazões máximas. Já para a sub-bacia 1 (Figura 5b), as vazões máximas encontram-se acima da reta 1:1, mostrando comportamento oposto ao supracitado. Ou seja, superestima das vazões máximas.

Na validação, para a sub-bacia 2 houve superestimativa da vazão de pico observada. Nas demais, subestimativa. Desta forma, pode-se observar (Figura 5) uma maior dificuldade em simular as vazões extremas máximas pelo modelo. É notório que o modelo simula bem o período de recessão na BHRP. Observa-se superestimativa do período de recessão dos anos hidrológicos 2006-2007 e 2007-2008 na sub-bacia 1. Nesta bacia ainda é observado uma subestimativa do período de recessão em 2011-2012.

Figura 5 – Hidrogramas observados (preto) e simulados para as etapas de calibração (vermelho) e validação (verde) do modelo MHD–INPE para a BHRP (a, c, e, g, i, k); e dispersão dos dados simulados em função dos observados (b, d, f, h, j, l) para as sub-bacias 1, 2, 3, 4, 5 e 6 no período da simulação.



Fonte: Da autora (2024).

Na Tabela 15 são apresentados os índices estatísticos de análise de desempenho do modelo hidrológico MHD-INPE, na BHRP, nas etapas de calibração e validação. No geral, na calibração, os resultados da primeira sub-bacia indicam o pior desempenho do modelo hidrológico quando comparado as outras sub-bacias. Os valores obtidos de NSE,  $R^2$  e PBIAS são classificados como satisfatórios; e o LNSE e KGE como bons (Brocca *et al.*, 2020; Moriasi *et al.*, 2015). O PBIAS demonstra um viés de superestimativa. Para as demais sub-bacias, o NSE foi classificado como muito bom. O LNSE como bom para as sub-bacias 2 e 6, e muito bom para as demais. O  $R^2$  foi considerado bom para as sub-bacias 2 e 5 e muito bom para as sub-bacias 3, 4 e 6. O PBIAS demonstrou um viés de superestimativa para todo o período de calibração.

No geral, a etapa de calibração foi considerada satisfatória. Considerando o valor médio para toda a bacia o NSE e LNSE foram de 0,82 e 0,84, sendo classificados como muito bom. Já o  $R^2$  e PBIAS (valor médio) foram de 0,83 e -6,97%, mostrando um bom desempenho. Além disso, o KGE foi de 0,85 (valor médio). O KGE é considerado um importante índice estatístico para a avaliação da eficiência do modelo. Segundo Brocca *et al.* (2020), se inferior a 0,4, tem-se uma baixa eficiência. Para o intervalo observado na calibração, tem-se uma boa performance segundo este índice.

Na validação, assim como na calibração, a sub-bacia que mostrou as piores simulações foi a 1. Os índices estatísticos LNSE e PBIAS foram classificados como não satisfatórios. Já o NSE, KGE e o  $R^2$ , classificados como satisfatórios. O pior desempenho do modelo, na etapa de calibração e validação, para a sub-bacia 1 pode estar relacionado à sua menor área, pela variabilidade topográfica e também com a baixa densidade de postos com dados de precipitação (Casagrande *et al.*, 2017; Falck *et al.*, 2015). Além da sub-bacia 1, as sub-bacias 3 e 5 apresentaram PBIAS não satisfatório na etapa de validação ( $PBIAS \geq \pm 15\%$ : não satisfatório) (Moriasi *et al.*, 2015). Zákha *et al.* (2021) também observaram o índice estatístico PBIAS não satisfatório (21,6%), na validação do modelo MHD-INPE, em seu estudo na bacia hidrográfica do Ribeirão Jaguará.

A segunda sub-bacia apresentou desempenho bom. A terceira sub-bacia teve um bom desempenho mensurado pelo NSE,  $R^2$  e KGE e muito bom pelo LNSE. A quarta e sexta sub-bacia tiveram bom desempenho segundo o KGE e muito bom desempenho de acordo com o NSE e  $R^2$ . Diferindo do PBIAS, que para a quarta sub-bacia mostra um desempenho satisfatório e na última, muito bom. A quinta sub-bacia, no período da validação foi considerado bom, satisfatório e muito bom, devido aos valores de NSE, LNSE e  $R^2$ , respectivamente.

O NSE, LNSE, R<sup>2</sup> e KGE (valor médio para toda a bacia) na validação foram de 0,78, 0,72, 0,82 e 0,76, respectivamente. Um bom desempenho do modelo foi verificado. O PBIAS foi de 13,72%, assim as simulações são consideradas satisfatórias. Desta forma, na validação o desempenho do modelo hidrológico também foi considerado satisfatório, no geral.

Durães, Mello e Naghettini (2011) realizaram a calibração e validação do modelo SWAT para a bacia hidrográfica do rio Paraopeba, considerando o posto fluviométrico Porto do Mesquita. Essa estação se encontra entre as estações Ponte da Taquara e Usina Hidrelétrica UHE Retiro Baixo Montante que delimitam as sub-bacias 5 e 6, deste estudo. O NSE obtido por esses autores foi de 0,79 para a calibração e validação, que foram nos períodos de 1983 a 1989 e 2000 a 2005, respectivamente. Nesse sentido, no presente estudo, durante a calibração, somente a sub-bacia 1 apresentou resultados inferiores ao obtido no estudo de Durães, Mello e Naghettini (2011). Na validação do presente estudo a sub-bacia 1, 3 e 5 apresentaram resultados inferiores quando comparado ao estudo dos autores supracitados. Vale ressaltar que no presente estudo a série histórica de vazão engloba 33 anos hidrológicos o que pode dificultar o processo de calibração e validação, no entanto, a representatividade para a utilização de cenários é melhor. Além disso, a calibração foi feita por sub-bacias. Neste processo o resultado da calibração da bacia de montante pode afetar o resultado da bacia de jusante.

Costa *et al.* (2023) também realizaram estudos de modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do rio Paraopeba. Esses autores, utilizaram o modelo SWAT e a estação que delimitou o estudo foi a estação Alberto Flores. Esta estação coincide com a deste estudo, delimitação da sub-bacia 3. Os autores obtiveram os índices estatísticos NSE, PBIAS e R<sup>2</sup> de 0,66, 5,2% e 0,69 para a calibração e 0,74, 13,5% e 0,77 para a validação. No presente estudo, o PBIAS obtido foi superior ao observado por Costa *et al.* (2023) durante a validação. Tal situação é explicada pelos diferentes modelos hidrológicos utilizados, entradas e parâmetros necessários, além do período de dados avaliados nos distintos trabalhos.

Tabela 15 – Índices estatísticos nas etapas de calibração e validação do modelo hidrológico MHD-INPE, nas sub-bacias (1, 2, 3, 4, 5 e 6) da BHRP.

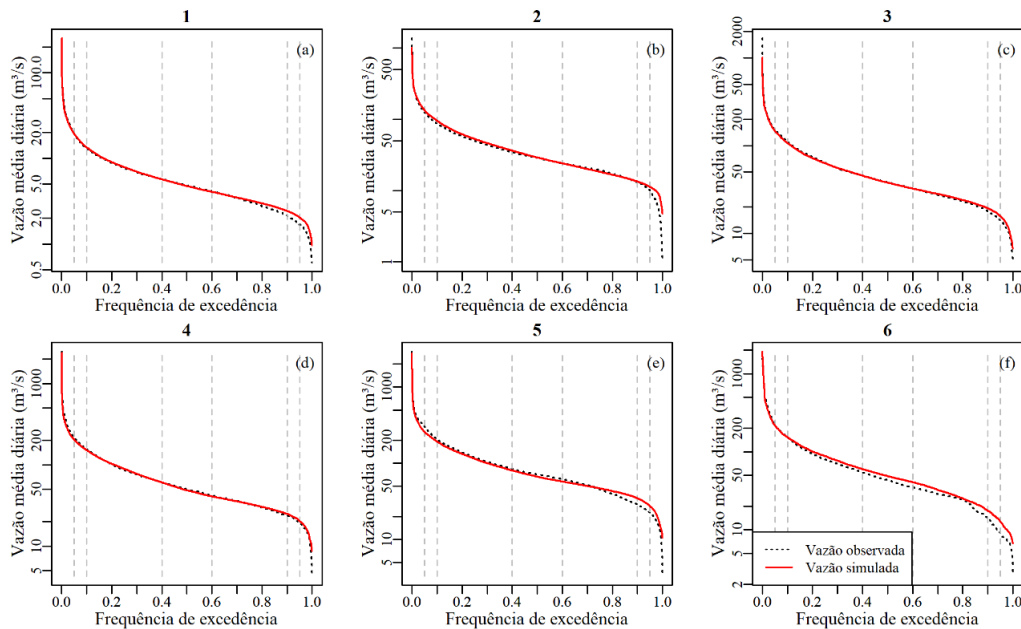
	Calibração						Validação					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
NSE	0,64 <sup>S</sup>	0,82 <sup>MB</sup>	0,87 <sup>MB</sup>	0,88 <sup>MB</sup>	0,82 <sup>MB</sup>	0,87 <sup>MB</sup>	0,58 <sup>S</sup>	0,80 <sup>B</sup>	0,78 <sup>B</sup>	0,87 <sup>MB</sup>	0,76 <sup>B</sup>	0,86 <sup>MB</sup>
LNSE	0,78 <sup>B</sup>	0,78 <sup>B</sup>	0,92 <sup>MB</sup>	0,93 <sup>MB</sup>	0,83 <sup>MB</sup>	0,78 <sup>B</sup>	0,50 <sup>I</sup>	0,78 <sup>B</sup>	0,81 <sup>MB</sup>	0,88 <sup>MB</sup>	0,54 <sup>S</sup>	0,80 <sup>B</sup>
R <sup>2</sup>	0,71 <sup>S</sup>	0,82 <sup>B</sup>	0,88 <sup>MB</sup>	0,88 <sup>MB</sup>	0,83 <sup>B</sup>	0,87 <sup>MB</sup>	0,63 <sup>S</sup>	0,81 <sup>B</sup>	0,84 <sup>B</sup>	0,90 <sup>MB</sup>	0,90 <sup>MB</sup>	0,86 <sup>MB</sup>
PBIAS(%)	-11,3 <sup>S</sup>	-8,2 <sup>B</sup>	-4,8 <sup>MB</sup>	-1,0 <sup>MB</sup>	-7,2 <sup>B</sup>	-9,3 <sup>B</sup>	20,8 <sup>I</sup>	6,6 <sup>B</sup>	17,5 <sup>I</sup>	12,1 <sup>S</sup>	26,1 <sup>I</sup>	-0,8 <sup>MB</sup>
KGE	0,79 <sup>B</sup>	0,84 <sup>B</sup>	0,86 <sup>B</sup>	0,86 <sup>B</sup>	0,87 <sup>B</sup>	0,87 <sup>B</sup>	0,66 <sup>S</sup>	0,88 <sup>B</sup>	0,71 <sup>B</sup>	0,77 <sup>B</sup>	0,6 <sup>S</sup>	0,91 <sup>B</sup>

Em que: <sup>MB</sup> desempenho muito bom; <sup>B</sup> desempenho bom; <sup>S</sup> desempenho satisfatório, <sup>I</sup> desempenho não satisfatório.

Fonte: Da autora (2024).

As curvas de permanência para as vazões observadas e simuladas são apresentadas na Figura 6. É notório um bom ajuste observado no trecho médio da curva de permanência das seis sub-bacias. Fica evidente uma maior dificuldade na simulação das vazões mínimas. Uma possível explicação para essa discrepância pode ser atribuída ao ajuste da curva-chave, uma vez que, durante o período de estudo, as cotas menores estimadas podem não representar a realidade devido às extrapolações necessárias para as estimativas. Essa imprecisão nas cotas menores pode gerar erros nas vazões mínimas simuladas, que são cruciais para entender o comportamento hidrológico da bacia em períodos de recessão hídrica.

Figura 6 – Curva de permanência das vazões observadas (preto) e simuladas (vermelho) em todo o período de simulação para as seis sub-bacias da BHRP.



Fonte: Da autora (2024).

Na Tabela 16 é possível observar os valores obtidos para as vazões de permanência. Nota-se que o modelo superestimou as vazões  $Q_{90}$  e  $Q_{95}$  para todas as sub-bacias em estudo. Sendo as maiores superestimativas dessas vazões para as sub-bacias 6, 5 e 1, respectivamente. Apesar de se ter superestimativas em algumas sub-bacias para as vazões de permanência máximas ( $Q_5$  e  $Q_{10}$ ), a subestimativa foi predominante na maioria das sub-bacias para as vazões máximas, especialmente na sub-bacia 5, em que as vazões  $Q_5$  e  $Q_{10}$  foram subestimadas em 14,6 e 6,3%, respectivamente. Comprovando o que foi observado nas curvas de permanência (Figura 6), as vazões de permanências médias ( $Q_{40}$  e  $Q_{60}$ ) foram mais próximas a observada, principalmente para as sub-bacias 1, 3 e 4 (Figura 6 e Tabela 16).

Tabela 16 – Vazões de permanência em 95%, 90%, 60%, 40%, 10% e 5% do tempo para as sub-bacias da BHRP e vazão média de longo termo ( $Q_{MLT}$ ).

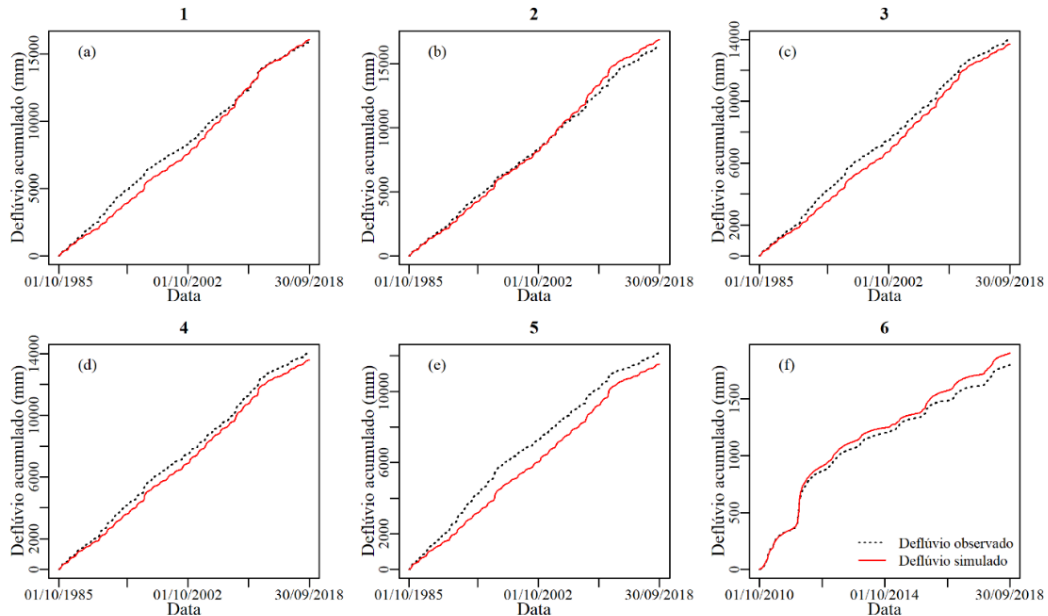
Vazões		1	2	3	4	5	6
Observado	$Q_{95}$ (m <sup>3</sup> /s)	1,67	9,82	13,99	19,24	22,32	9,00
	$Q_{90}$ (m <sup>3</sup> /s)	2,18	13,04	17,86	24,02	28,61	14,00
	$Q_{60}$ (m <sup>3</sup> /s)	4,08	24,18	32,39	41,84	61,64	34,79
	$Q_{40}$ (m <sup>3</sup> /s)	5,68	34,59	45,63	60,18	84,31	54,00
	$Q_{10}$ (m <sup>3</sup> /s)	13,10	87,01	110,45	155,24	205,24	152,54
	$Q_5$ (m <sup>3</sup> /s)	19,39	124,47	151,86	215,30	301,44	227,99
	$Q_{MLT}$ (m <sup>3</sup> /s)	7,06	44,23	55,83	77,12	102,76	74,53
Simulação	$Q_{95}$ (m <sup>3</sup> /s)	2,04	11,20	15,65	20,39	27,42	12,73
	$Q_{90}$ (m <sup>3</sup> /s)	2,43	13,34	19,22	24,86	34,51	17,45
	$Q_{60}$ (m <sup>3</sup> /s)	4,06	23,96	32,28	40,70	57,27	40,65
	$Q_{40}$ (m <sup>3</sup> /s)	5,68	36,19	45,33	60,64	79,95	59,49
	$Q_{10}$ (m <sup>3</sup> /s)	13,41	95,35	106,97	151,01	192,30	153,02
	$Q_5$ (m <sup>3</sup> /s)	19,37	134,72	146,81	204,52	257,36	216,22
	$Q_{MLT}$ (m <sup>3</sup> /s)	7,15	45,85	54,71	74,71	97,59	78,78

Fonte: Da autora (2024).

Na Figura 7 é apresentado o deflúvio acumulado em função do tempo. Por meio dele, é possível observar pequenas distinções que há entre a vazão observada e a simulada. Além disso, nota-se que há uma mudança no comportamento das vazões para cada sub-bacia. Quanto mais brusco o aumento na vertical, maior foi o aumento do escoamento no intervalo de tempo. Já quando mais leve o aumento, mais na horizontal, menor foi o aumento no escoamento, podendo observar períodos mais secos. Essas mudanças no comportamento podem afetar o desempenho do modelo.

Ressalta-se ainda que no ano hidrológico 2013-2014 uma seca excepcional atingiu o sudeste brasileiro (Zákhia *et al.*, 2021). Esse período encontra-se no período de calibração, com exceção para a última estação, que se encontra no período da validação. Dessa forma, as condições climáticas médias nas etapas de calibração e validação são distintas, podendo afetar o desempenho do modelo. O desempenho do MHD-INPE na calibração e validação, em geral, foi considerado satisfatório pela classificação dos índices estatísticos segundo Moriasi *et al.* (2015) e Brocca *et al.* (2020).

Figura 7 – Deflúvio diário acumulado observado (preto) e simulado (vermelho) na BHRP para todo o período de simulação.



Fonte: Da autora (2024).

## 4.2 Evolução do uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Paraopeba

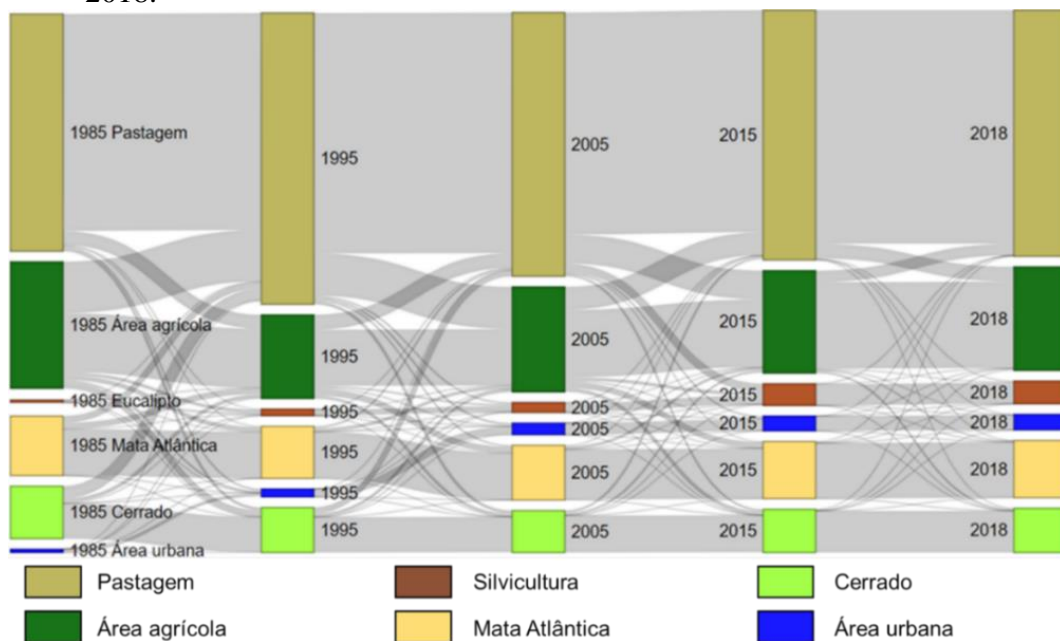
Na Figura 8 é apresentada as transições de classes uso e cobertura do solo presente na bacia hidrográfica do rio Paraopeba (BHRP) de 1985 a 2018. Nesta bacia, as classes predominantes foram: pastagem, área agrícola, Mata Atlântica, Cerrado, silvicultura, formação campestre e área urbana (Figura 2).

Percebe-se o aumento gradativo na área urbana desde 1985, sendo o maior incremento de 1985 a 1995, uma alteração de 0,6% para 1,5% da área da bacia (Figura 8). Verifica-se que a área urbana foi a única classe que não apresentou redução entre 1985 e 2018. De 1985 a 1995 e 1995 a 2005 observa-se uma expansão de 0,9 e 0,7%, respectivamente. Esta porcentagem de área representa um aumento percentual de 150,0 e 46,7% de área urbana. A pastagem aumentou 10,2% da área em 1995 quando comparado ao ano de 1985. Porém, entre 1995 e 2005 verifica-se uma redução da pastagem de 5,2%. A área agrícola reduziu sua área entre 1985 e 1995 (8,4%) e aumentou entre 1995 e 2005 (4,1%, que equivale a aproximadamente 510 km<sup>2</sup>) (Figura 8).

As classes que apresentaram as maiores variações percentuais entre 1985 e 2018 foram as classes silvicultura e área urbana. A silvicultura sofreu uma alteração de 0,5% para 4,3% da área total da bacia. Em relação à 1985, indica-se uma expansão de 760% da silvicultura até 2018. Já a área urbana, ocupava cerca de 0,6%, em 1985, e passou a ocupar 2,9% da BHRP em 2018. Dessa forma, em relação à 1985, teve um crescimento de 383% (Figura 8).

Também em relação à 1985, em 2018, houve uma redução de 20%, 17% e 4% da área agrícola, de Cerrado e Mata Atlântica, respectivamente. Ainda em relação a este período, houve um aumento percentual de 3% da área de pastagem que durante todo o período de estudo ocupou a maior parte da bacia. O Plano Diretor de Recursos Hídricos (PDRH) da bacia hidrográfica do rio Paraopeba destaca que em 2016 a maior parte da BHRP era ocupada por pastagem (COBRAPE, 2020). Isso ainda pode ser observado para os dias atuais (Figura 2), bem como durante todo o período de dados (Figura 8).

Figura 8 – Transição das classes de uso e cobertura do solo na BHRP no período entre 1985 e 2018.



### 4.3 Impactos na hidrologia devido às mudanças no uso e cobertura do solo

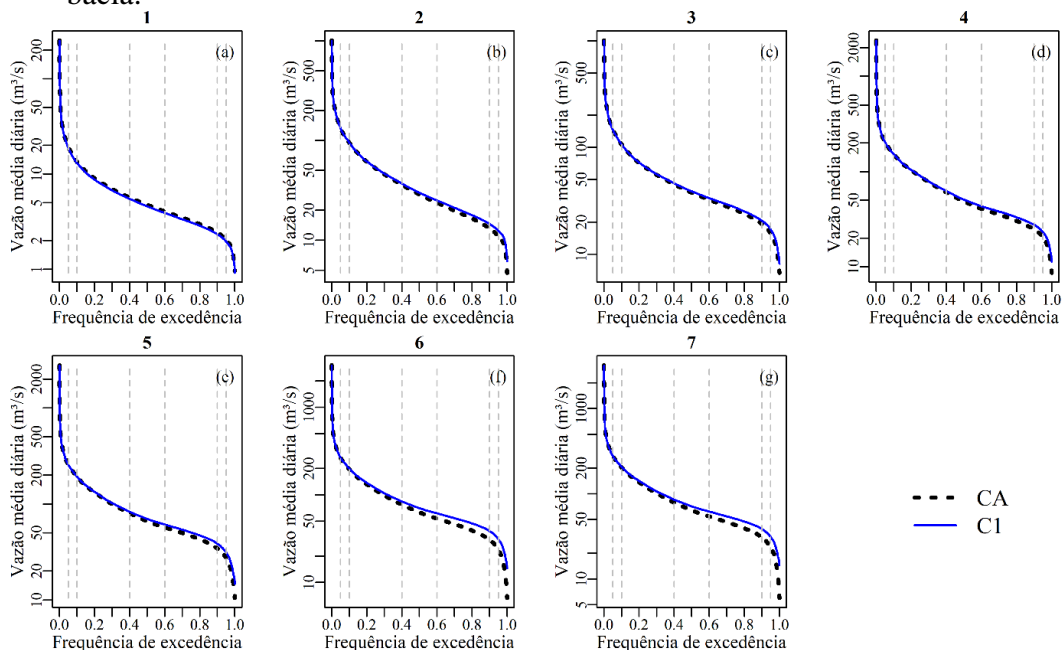
As mudanças na bacia hidrográfica do rio Paraopeba (BHRP) acontecem de forma dinâmica. Havendo reduções e aumentos das classes de uso e cobertura do solo com o tempo. Entretanto, de maneira geral, na bacia tem-se o aumento do solo exposto, área urbana e silvicultura, além disso, redução das áreas agrícolas e com vegetação nativa (MAPBIOMAS BRASIL, 2023). A análise detalhada das mudanças nas classes de uso e cobertura do solo é essencial para entender os impactos dessas transformações nos processos hidrológicos da bacia. No caso da pastagem, essa classe de uso e cobertura do solo teve sua maior porcentagem de área na bacia na década de 90. O ano de 1985 foi quando a pastagem ocupou a menor porcentagem (45,3%), mas, mesmo assim, essa foi a classe que apresentou a predominância

sobre as demais em todos os anos do estudo (1985 a 2018). As variações na cobertura do solo afetam diretamente a infiltração, o escoamento superficial, a evapotranspiração e a retenção de água, influenciando a disponibilidade hídrica e a qualidade da água na bacia hidrográfica.

Na Figura 9 são apresentadas as curvas de permanência da vazão média diária para os cenários CA e C1. A análise dessas curvas revela que as modificações no uso e cobertura do solo na BHRP provocaram impactos nas vazões simuladas. É notório que, ao comparar com o CA, para todas as sub-bacias, exceto a primeira, houve aumento das vazões mínimas no cenário C1. Esse aumento foi particularmente acentuado nas sub-bacias 6 e 7, sendo de 33 e 32% na  $Q_{95}$ , respectivamente. Isso pode indicar uma melhora na disponibilidade hídrica nos períodos de baixa vazão, devido as mudanças no uso e cobertura do solo que favorecem a infiltração e a retenção de água.

Já nas vazões de permanência de 10 e 5%, as variações foram inferiores a  $\pm 3\%$  em todas as sub-bacias. Isso sugere que as mudanças no uso do solo têm um impacto menor nas vazões máximas, que são mais influenciadas por eventos extremos de precipitação. No caso da vazão média de longo termo, exceto na primeira sub-bacias, também aumentou para o cenário C1. Desta forma, observa-se que, com as mudanças no uso e cobertura do solo e com um consumo de água superior, tem-se a redução da disponibilidade hídrica da bacia.

Figura 9 – Curvas de permanência da vazão média diária simulada para os cenários CA (linha tracejada preta) e C1 (linha contínua azul) em todo o período de simulação por sub-bacia.



Fonte: Da autora (2024).

Observa-se, na Figura 10, os descritores estatísticos para a BHRP, para os cenários CA e C1. Nota-se que, em comparação com o cenário CA, para o cenário C1 há redução na sazonalidade. Ou seja, caso não houvesse mudanças no uso e cobertura do solo na BHRP e aumento no consumo de água, a sazonalidade seria inferior. Isso pode estar relacionado à grande área de pastagem na BHRP (Figura 2c) que representa a maior parcela da bacia durante todo o período de estudo.

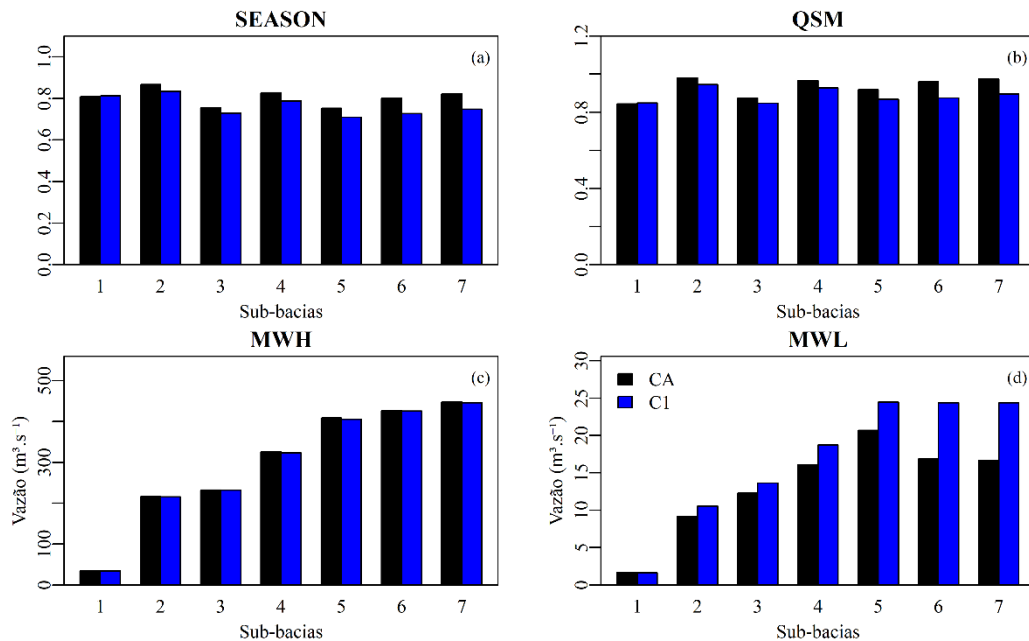
Também é observado a redução da variabilidade média dos coeficientes de vazão (QSM) (Figura 10b). Yilmaz, Gupta e Wagener (2008) destaca que o segmento médio (excedência entre 0,2 e 0,7) relaciona-se com os eventos de precipitação moderada. Desta forma, quanto mais íngreme o declive da curva, maior é o aumento da intensidade das respostas às precipitações (Ley *et al.*, 2011; Siqueira Júnior; Tomasella; Rodriguez, 2015; Yilmaz; Gupta; Wagener, 2008). Observa-se que com as modificações no uso e cobertura do solo na bacia, teve-se um aumento da variabilidade média dos coeficientes de vazão (QSM) (Figura 10b), afetando o escoamento.

A resposta hidrológica aos altos índices pluviométricos (MWH) foi verificada (Figura 10c) com uma leve redução do MWH no cenário C1 quando comparado com o cenário CA. Alvarenga *et al.* (2016) também estudaram as respostas hidrológicas as alterações de uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica Lavrinha, localizada no Alto Rio Grande. Esses autores observaram que, com a substituição da mata nativa por pastagem tem-se um aumento na vazão máxima ( $Q_{10}$ ) quando comparado com o cenário controle. Incrementos no escoamento superficial também foram observados ao substituir Cerrado por pastagem (Rodrigues *et al.*, 2015). Entretanto, no presente estudo não há evidências que as mudanças de uso e cobertura do solo na BHRP potencializaram as cheias. Ou seja, para os dois cenários a cheia ocorre e as diferenças são pequenas quanto a magnitude.

Dentre os descritores, o que apresentou a maior variação foram as respostas hidrológicas relacionado aos baixos índices pluviométricos (MWL) (Figura 10d). Nota-se que, caso não houvesse mudanças no uso e cobertura do solo (cenário C1), o descritor MWL tem valor superior. As maiores discrepâncias foram observadas nas sub-bacias 6 e 7, com aumento percentual de 45% e 46%, respectivamente. Os resultados indicam que os maiores impactos das mudanças de uso e cobertura do solo ocorreram nas vazões mínimas. Nessas sub-bacias foi observado a menor porcentagem de área de pastagem no ano de 1985 que é representado pelo cenário C1. Nesse ano, verifica-se as maiores porcentagens observadas de cerrado e as menores de silvicultura. Além disso, no cenário C1 o uso da água é considerado menor. Zákha *et al.*

(2021) também ressalta em seu estudo a importância das vazões mínimas, uma vez que essas são referências na gestão dos recursos hídricos.

Figura 10 – Descritores estatísticos para os cenários CA e C1 por sub-bacia: Sazonalidade (SEASON) (a); Variabilidade média dos coeficientes de vazão (QSM) (b); Respostas hidrológicas aos altos índices pluviométricos (MWH) (c); e aos baixos índices pluviométricos (MWL) (d).



Fonte: Da autora (2024).

Na Tabela 17 são apresentadas as mudanças na evapotranspiração e na evaporação do dossel em cada sub-bacia incremental para os cenários CA e C1. Vale ressaltar que as sub-bacias incrementais 1, 2 e 3 tem a totalidade de sua área no bioma Mata Atlântica. Já a sétima sub-bacia apresenta o bioma Cerrado. As demais sub-bacias encontram-se nos dois biomas anteriormente citados. A quarta sub-bacia tem predomínio de Mata Atlântica e a quinta e sexta sub-bacias apresentam no bioma Cerrado.

Em comparação com o cenário CA para o cenário C1 houve um aumento na evaporação do dossel e da evapotranspiração, exceto para a sub-bacia 7. Fica evidente o impacto da remoção da cobertura vegetal na evaporação do dossel e evapotranspiração. Dessa forma, para o cenário C1 há um aumento percentual na evaporação do dossel de 8,1%, 3,0%, 3,0%, 4,5%, 2,8% e 5,1% para as sub-bacia 1, 2, 3, 4, 5 e 6. Já na sub-bacia incremental 7, houve uma redução de 1,4%. Diferentemente das demais sub-bacias, na sétima, o crescimento da área urbana foi mais lento e houve redução da parcela de solo exposto e aumento de eucalipto. Na evapotranspiração real simulada pelo modelo foi observado no cenário C1 incrementos de

1,6%, 1,1%, 0,6%, 1,2%, 0,8% e 0,3%, para as sub-bacias de 1 a 6. Na sétima sub-bacia, houve uma redução de 0,1% da evapotranspiração real.

Os resultados de outras pesquisas corroboram com as observações feitas na BHRP. Alvarenga *et al.* (2017) analisaram os impactos que o aumento da Mata Atlântica na área ribeirinha causam nos componentes hidrológicos da bacia hidrográfica Lavrinha. Esses autores observaram que com o aumento da Mata Atlântica em decorrência da redução da pastagem, houve aumento na evapotranspiração e interceptação. Paim *et al.* (2024) ressaltam que com a remoção da Mata Atlântica há uma redução na evapotranspiração e um aumento no escoamento superficial direto.

Anache *et al.* (2019) também investigaram os componentes do ciclo hidrológico em áreas de Cerrado, agrícola, pastagens e solos expostos. Esses autores observaram que a evapotranspiração era superior nas áreas de cerrado, seguido por áreas agrícolas, pastagem e por último, solo exposto. Rodrigues *et al.* (2015) estudaram os impactos que as alterações no uso do solo podem provocar na hidrologia do rio Pará (tributário do São Francisco assim como o Paraopeba) utilizando o modelo hidrológico SWAT. Os autores observaram que com a conversão de 38% da área de Cerrado para pastagem, tem-se uma redução na evapotranspiração, uma vez que, com a vegetação nativa tem-se mais interceptação e transpiração pelas espécies.

Tabela 17 – Evaporação do dossel e evapotranspiração real para os cenários CA e C1 para cada sub-bacia incremental.

Sub-bacia	Cenário	Evaporação do dossel (mm)	Evapotranspiração real (mm)
1	CA	98,007	917,829
	C1	105,902	932,950
2	CA	90,762	842,906
	C1	93,463	852,017
3	CA	97,308	1228,687
	C1	100,185	1236,316
4	CA	85,765	952,261
	C1	89,630	963,365
5	CA	76,940	1063,394
	C1	79,131	1072,005
6	CA	64,921	1173,175
	C1	68,207	1176,314
7	CA	56,211	1116,962
	C1	55,432	1115,573

Fonte: Da autora (2024).

Devido à predominância do aumento nas vazões mínimas quando se tem a manutenção dos usos e ocupação do solo no cenário C1 também se observa a redução do índice de conflitos

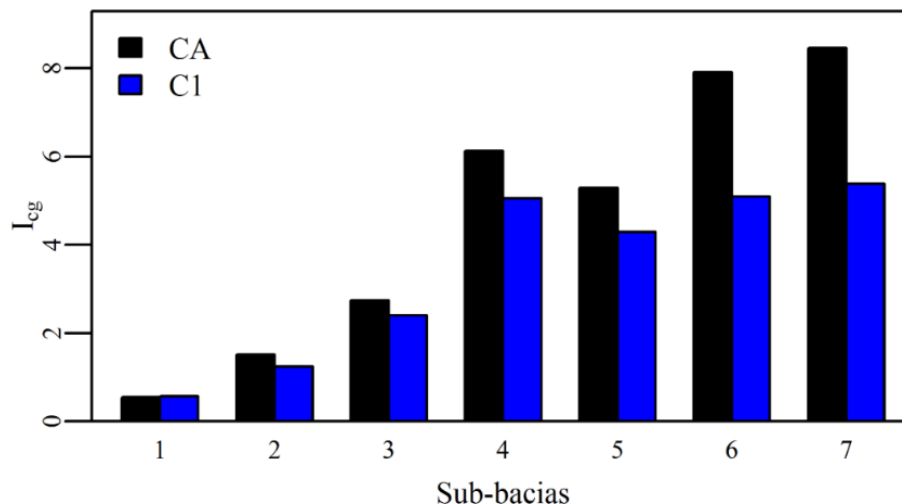
para a gestão dos recursos hídricos ( $I_{cg}$ ) que é dado em função da vazão  $Q_{7,10}$ , com exceção para a primeira sub-bacia. Vale enfatizar que segundo Moreira *et al.* (2012), se o  $I_{cg}$  for inferior a unidade, as vazões outorgadas a montante do local de referência estão dentro do que é permitido perante a legislação.

Segundo a Portaria IGAM nº 48, de 04 de outubro de 2019 (Minas Gerais, 2019), na circunscrição hidrográfica (antiga Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos – UPGRH) do Rio Paraopeba, pode-se outorgar até 30% da vazão de referência. A primeira sub-bacia foi a única que teve valor inferior a unidade, demonstrando assim que ainda possui vazão que possa ser outorgada. Para ambos os cenários, o valor deste índice é inferior a 0,6.

Para as demais sub-bacias, o contexto é diferente e o  $I_{cg}$  aponta que a vazão outorgada está acima dos limites permitidos pela legislação. Tal questão apresenta-se mais grave a partir da quarta sub-bacia, uma vez que, tem-se as maiores retiradas de água para abastecimento da região metropolitana de Belo Horizonte (IDE-SISEMA, 2023). Assim, com exceção da primeira sub-bacia, as demais apresentam o índice  $I_{cg}$  considerado alto.

Ainda, observa-se que, com as mudanças na paisagem que ocorreram na BHRP, tal situação torna-se ainda mais complexa. Uma vez que, caso não houvesse essas alterações (cenário C1), o índice  $I_{cg}$  seria 35,5 e 36,4% inferior ao observado no cenário atual (CA) nas sub-bacias 6 e 7, respectivamente. Assim, com o aumento do consumo de água e com as mudanças no uso e cobertura do solo na BHRP, houve redução na disponibilidade hídrica com o tempo. Como a segurança hídrica se relaciona com a disponibilidade hídrica (qualitativa e quantitativa), no aspecto quantitativo a redução é destacada.

Figura 11 – Índice de conflitos de uso da água para a gestão dos recursos hídricos ( $I_{cg}$ ) para os cenários CA e C1 em cada sub-bacia.



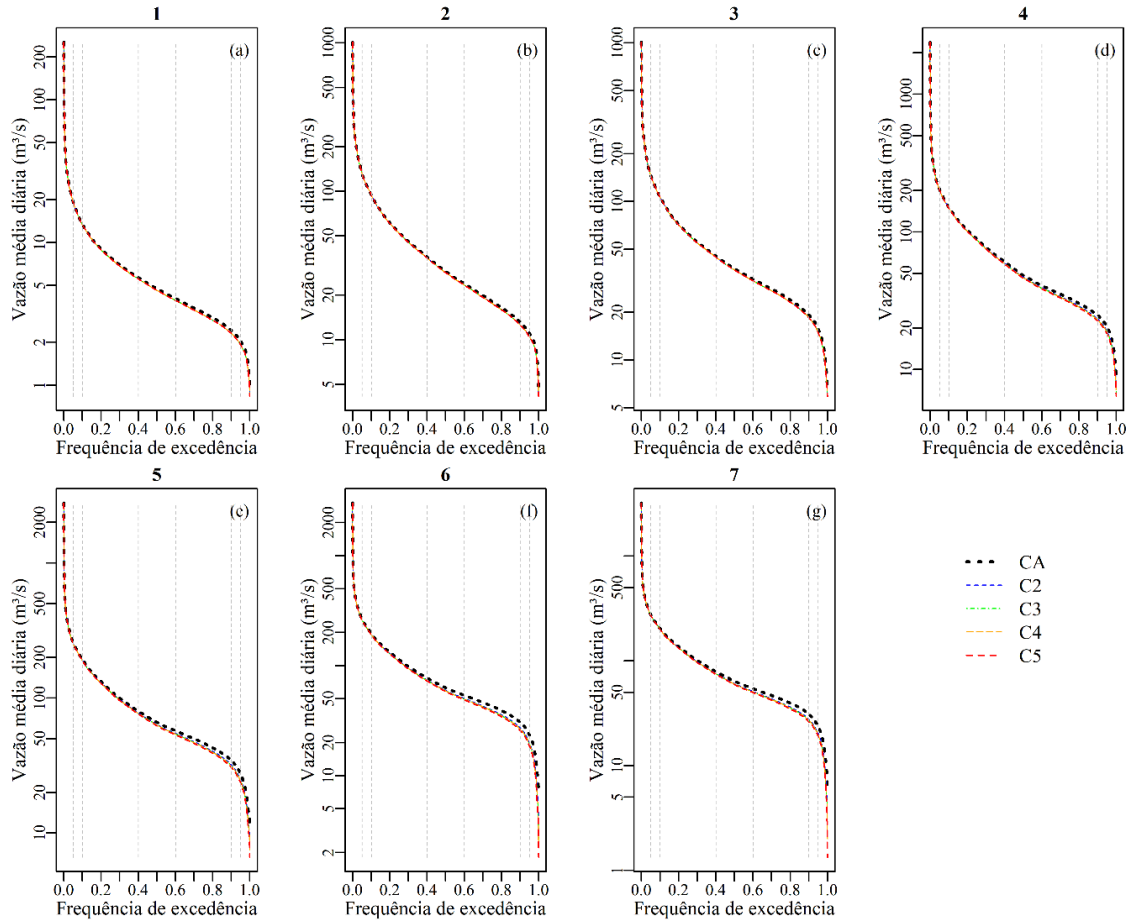
Fonte: Da autora (2024).

#### 4.4 Impactos na hidrologia devido ao abastecimento populacional para o ano de 2030

No banco de dados do SNIS foi observada a redução da população abastecida em 2015 em municípios da região metropolitana de Belo Horizonte, como Betim, Brumadinho, Contagem, Ibirité, Igarapé, Belo Horizonte, Matozinhos, Nova Lima, Ribeirão das Neves, Sarzedo, Santa Luzia e Vespasiano. Isso pode ter ocorrido devido aos baixos volumes dos reservatórios do Sistema Integrado (SIN) Paraopeba, ocasionados pela estiagem severa que ocorreu. Melo *et al.* (2020) observaram que nos anos de 2013, 2014 e 2015 as vazões defluentes desse sistema produtor eram inferiores à média histórica.

Na Figura 12 são apresentadas as curvas de permanência das vazões médias diárias para os quatro cenários de uso da água em cada sub-bacia, na BHRP. Na Tabela 18 são apresentadas as vazões para distintos tempos de permanência. Os resultados indicam que com o aumento do uso da água tem-se uma redução nas vazões de permanência com destaque no período seco. Tal situação é mais notória nas sub-bacias 5, 6 e 7 quando se compara o cenário C5 ao cenário CA. A  $Q_{90}$  reduziu 11, 16 e 15% nas sub-bacias 5, 6 e 7, respectivamente. Já a  $Q_{95}$  reduziu 14, 21 e 20%, nas mesmas sub-bacias. Em comparação ao cenário CA as vazões  $Q_5$  e  $Q_{10}$  também reduziram nos cenários C2, C3, C4 e C5 em todas as sub-bacias. Fica claro que para as vazões relacionadas aos menores tempos de permanência as alterações são mais sutis que para as vazões relacionadas aos maiores tempos de permanência. Também houve a redução da vazão média de longo termo. Desta forma, para os cenários em estudo, que se tem um aumento no uso de água considerando o suprimento do abastecimento público no ano de 2030, tem-se uma redução da disponibilidade hídrica.

Figura 12 – Curva de permanência da vazão média diária simulada para cada sub-bacia considerando os cenários CA, C2, C3, C4 e C5.



Fonte: Da autora (2024).

Tabela 18 – Vazões de permanência em 95%, 90%, 10% e 5% do tempo para as sub-bacias da BHRP para os cenários de uso da água.

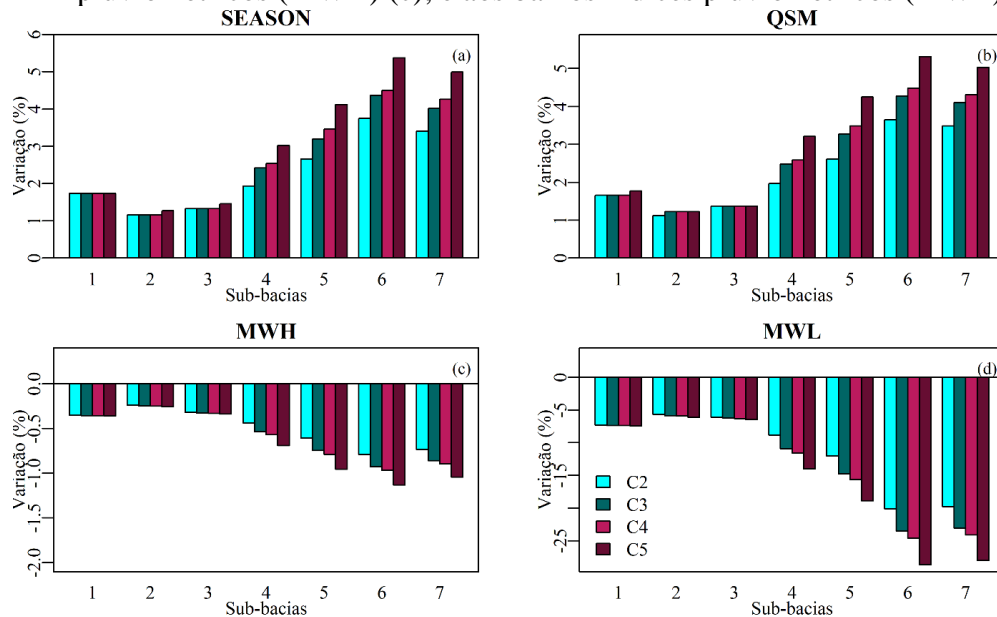
Vazões	Cenários	1	2	3	4	5	6	7
Q <sub>95</sub> (m <sup>3</sup> /s)	CA	2,04	11,04	15,66	20,39	27,46	23,48	23,65
	C2	1,92	10,52	14,91	18,96	24,96	20,09	20,35
	C3	1,91	10,50	14,90	18,63	24,40	19,52	19,80
	C4	1,91	10,50	14,89	18,53	24,23	19,34	19,63
	C5	1,91	10,48	14,87	18,13	23,55	18,65	18,98
Q <sub>90</sub> (m <sup>3</sup> /s)	CA	2,43	13,15	19,22	24,86	34,42	30,65	30,83
	C2	2,31	12,62	18,47	23,43	31,93	27,26	27,53
	C3	2,30	12,61	18,46	23,10	31,37	26,69	26,99
	C4	2,30	12,60	18,45	23,00	31,19	26,51	26,81
	C5	2,30	12,58	18,43	22,60	30,52	25,82	26,16
Q <sub>10</sub> (m <sup>3</sup> /s)	CA	13,41	94,64	106,89	151,01	191,89	195,24	203,20
	C2	13,28	94,12	106,14	149,59	189,39	191,85	199,90
	C3	13,28	94,10	106,13	149,25	188,83	191,28	199,35
	C4	13,28	94,10	106,12	149,15	188,66	191,10	199,18
	C5	13,28	94,08	106,10	148,76	187,98	190,41	198,53
Q <sub>5</sub> (m <sup>3</sup> /s)	CA	19,37	133,23	146,78	204,52	256,99	263,78	276,35
	C2	19,25	132,71	146,03	203,10	254,50	260,39	273,05
	C3	19,25	132,69	146,02	202,77	253,94	259,82	272,50
	C4	19,25	132,69	146,01	202,66	253,76	259,64	272,33
	C5	19,25	132,67	145,99	202,27	253,09	258,95	271,67

Fonte: Da autora (2024).

Na Figura 13 são apresentados a sazonalidade e os descritores, por sub-bacia e para cada cenário de uso da água. Observa-se que houve um aumento na sazonalidade (Figura 13a). O resultado pode ser explicado tanto pelo aumento da diferença de vazões entre o período de estiagem e chuvoso, tanto pelo decréscimo da vazão média. Tal comportamento também é observado pela variabilidade média dos coeficientes de vazão representado pelo QSM (Figura 13b).

Para os descritores relacionados às respostas aos altos índices pluviométricos (MWH) e aos baixos índices pluviométricos (MWL) foram verificadas reduções (cenários C2, C3, C4 e C5) quando comparado ao cenário CA (Figura 13c e 13d). Isto se relaciona com a menor disponibilidade hídrica, devido ao aumento das retiradas de água simulado pelo modelo. Entretanto, tal questão fica mais expressiva, observando o MWL, que aponta às vazões médias para permanência superior à 95% (Figura 13d). Na sexta e sétima sub-bacia, para o cenário C5, verifica-se o aumento do consumo mais expressivo, devido à manutenção das perdas e maximização do consumo; há uma redução de aproximadamente 29 e 28% (sub-bacias 6 e 7), no MWL. Dessa forma, também foi verificado que o impacto maior do aumento do consumo de água na BHRP acontece com a redução das vazões mínimas.

Figura 13 – Variação dos descritores estatísticos para os cenários C2, C3, C4 e C5 em relação ao CA por sub-bacia: Sazonalidade (SEASON) (a); Variabilidade média dos coeficientes de vazão (QSM) (b); Respostas hidrológicas aos altos índices pluviométricos (MWH) (c); e aos baixos índices pluviométricos (MWL) (d).



Fonte: Da autora (2024).

Frente a isto, com a redução das vazões mínimas, tem-se um aumento nos índices de conflito de água pela gestão dos recursos hídricos na bacia (Figura 14). Assim, observando os usos outorgados até agosto de 2023, a primeira sub-bacias foi a única que não apresentou comprometimento total da vazão.

No geral, observa-se que com o aumento no consumo de água, tem-se um aumento no  $I_{cg}$  e uma redução na disponibilidade hídrica. Tal índice demonstra que a vazão outorgada se encontra acima do limite permitido por lei. Na Portaria IGAM nº 48, de 04 de outubro de 2019 (Minas Gerais, 2019), em seu quinto artigo destaca que o fluxo residual pode ser inferior à 70% da  $Q_{7,10}$  para usos como abastecimento público, proteção da vegetação nativa, saúde, segurança e bem-estar, desde que seja apresentado estudo técnico da condição hidrográfica. Tal portaria pode justificar esses valores outorgados acima do permitido em legislação. Mas isso poderia prejudicar os múltiplos usos à jusante e gerar conflitos entre os usuários da água.

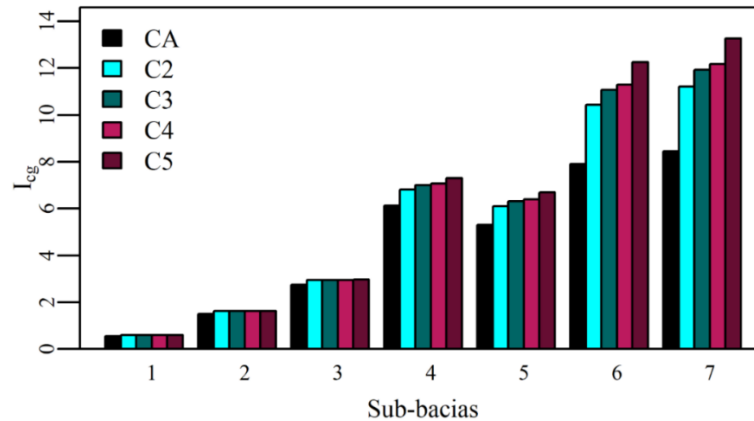
Com o aumento do consumo de água o sistema pode-se tornar menos resiliente. Principalmente durante o período de estiagem em que as menores vazões são observadas e em tempos de crise hídrica. No presente estudo, segundo às estimativas de consumo de água para a população estimada para o ano de 2030 dos quatro cenários desenvolvidos, seria possível alcançar o acesso a água para todos, o qual se refere a meta 6.1 do sexto Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Entretanto, haverá uma redução na disponibilidade hídrica na bacia. Logo, com o aumento populacional, uma das possíveis consequências seriam impactos indiretos causados no sistema natural devido ao desenvolvimento de atividades que podem afetar a qualidade da água na bacia (Paiva *et al.*, 2020), como indústrias, agropecuária e extração mineral. O que pode se tornar um problema. Além disso, devido à redução da disponibilidade hídrica da BHRP, pode haver conflitos no uso de água para os demais usos de água da bacia.

Já em relação à meta 6.4 com o aumento da eficiência do uso da água, aqui proposto pela redução das perdas na distribuição (cenários C2 e C4) ao comparar com os cenários com manutenção das perdas (C3 e C5), observa-se que, há uma melhoria na situação. O cenário C2, que considera consumo médio e a redução das perdas na distribuição foi o que teve melhores resultados. Enquanto o cenário C5 com manutenção das perdas e maximização do consumo mostrou os resultados mais preocupantes em termos de disponibilidade hídrica.

Além disso, às maiores demandas de água podem tornar-se um grande problema em épocas de crise hídrica, sendo necessário o racionamento. Fazendo com que o ODS não seja efetuado e haja uma maior vulnerabilidade na região. Ademais, não foi considerado no presente estudo os impactos que as mudanças climáticas e a dinâmica do uso do solo junto aos cenários

de aumento no consumo de água podem provocar na hidrologia, sendo necessário estudos que abordem tais questões.

Figura 14 – Índice de conflitos de uso de água para a gestão dos recursos hídricos para os cenários CA, C2, C3, C4 e C5 em cada sub-bacia.



Fonte: Da autora (2024).

Segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS) a demanda per capita, para locais que tenha-se bom acesso a água, é superior a  $100 \text{ L.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  (OMS, 2020). Já, segundo a Organização das Nações Unidas (ONU),  $110 \text{ L. hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  é o suficiente para o atendimento das demandas (Hammes; Ghisi; Thives, 2020). Para os cenários C2, C3, C4 e C5, o menor consumo per capita foi de  $118,04 \text{ L. hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  e variou até  $406,82 \text{ L. hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ . Esses valores foram para o município de Cristiano Ottoni e Pequi, respectivamente. O consumo per capita de Pequi no ano de 2022, foi superior à média nacional para o mesmo período, que é de  $148,2 \text{ L. hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$  (MCID; SNSA, 2023). Segundo os usos outorgados (IDE-SISEMA, 2023), as principais retiradas de água neste município são para a irrigação e mineração. Além disso, esse município tem atrações turísticas, que pode contribuir para o maior consumo per capita. Dessa forma, para estes cenários, o consumo de água é superior ao indicado pela ONU. Assim, a redução do consumo, poderia auxiliar nas reduções dos impactos na hidrologia da BHRP.

Segundo McBean (2016), a segurança hídrica pode ser impactada pelo crescimento populacional, pelo êxodo rural, pelo aumento no consumo de água, energia, industrialização e padrão de vida. Visto que o aumento populacional faz com que tenha-se necessidade de energia e alimento, e conseqüentemente, aumento na demanda hídrica que leva a redução da disponibilidade hídrica (Gupta *et al.*, 2020; McBean, 2016). Tal questão foi observada no estudo. Além disso, a disponibilidade hídrica pode ser um fator limitante para o desenvolvimento econômico (Dill; Dagios; Barros, 2022). Principalmente, quando se tem altas demandas hídricas.

Para evitar problemas futuros, como a falta de água, é interessante boas práticas de gestão e manejo da bacia hidrográfica. Dentre elas, pode-se citar o aproveitamento de águas pluviais para usos não potáveis e do reúso de águas residuárias na indústria e na fertirrigação e para fins não potáveis. Em Minas Gerais, a Deliberação Normativa CERH-MG nº 65, 18 de junho de 2020, abrange diretrizes e procedimentos para o reúso de água para fins não potáveis (Minas Gerais, 2020). Assim, o aumento do reúso em cidades como Belo Horizonte pode ajudar na redução da demanda hídrica. Além de políticas públicas que incentivem o consumo racional de água e a melhoria na eficiência da irrigação. Tal questão torna-se importante, principalmente ao pensar em reduzir os possíveis conflitos que podem acontecer à jusante de áreas que tem grande demanda pelo recurso hídrico.

#### **4.5 Impactos na geração de energia elétrica considerando distintos cenários**

Apesar da Usina Hidrelétrica (UHE) Retiro Baixo ter iniciado as suas atividades em 2010, no presente estudo, simulou-se a geração de energia elétrica entre outubro de 1985 a setembro de 2018. A pesquisa tem a finalidade de verificar os impactos que os cinco cenários (C1, C2, C3, C4 e C5) podem causar na geração de energia elétrica, quando comparado ao cenário atual (CA).

Na Figura 15a são apresentadas a variação das percentagens de falhas em relação ao cenário atual. Para isso, as regras de operação de energia firme foram utilizadas sendo comparadas com a vazão regularizada que provoca falhas na geração de energia elétrica em 5%, no cenário atual (CA). Observa-se que quando comparado ao cenário CA, no cenário C1 haverá uma redução percentual de falhas de 49% (Figura 15a).

Nos cenários com os distintos usos da água observa-se que com o aumento do uso da água (cenários C2, C3, C4 e C5) ocorre um aumento no percentual de falhas na geração de energia elétrica, quando comparado ao cenário CA. Mesmo para o cenário com a redução nas perdas na distribuição e sem maximização do consumo (C2) há um aumento no percentual de falhas na geração de energia elétrica do sistema. Para o cenário C5 em que se tem os maiores consumos, devido à manutenção das perdas e maximização do consumo a situação é mais agravante. O aumento percentual das falhas para o cenário C5 é de 51%, o que pode levar a prejuízos na geração de energia elétrica.

A variação na geração de energia elétrica média simulada por ano hidrológico em relação ao cenário atual é apresentada na Figura 15b. Na Tabela 19 é sumarizada a potência média anual para os diferentes cenários. Nota-se que para o cenário C1, além de menos falhas

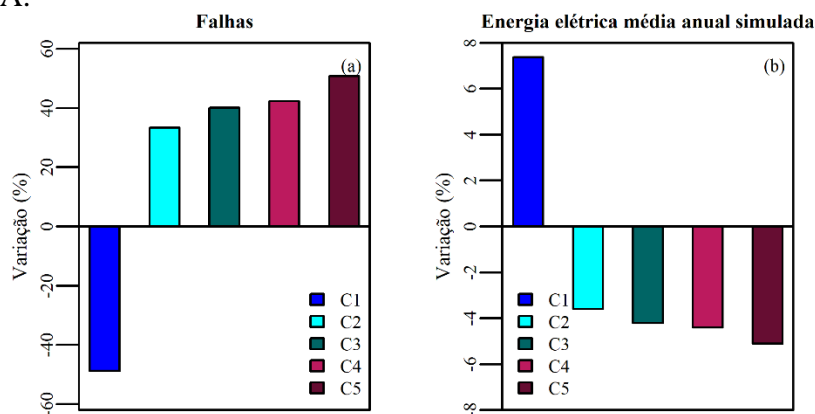
na geração de energia elétrica (Figura 15a) verifica-se que a geração de energia elétrica é superior (em aproximadamente 7,4%) quando comparado ao cenário CA (Figura 15b e Tabela 19). Considerando os cenários C2, C3, C4 e C5 foi verificada a redução da energia gerada, com destaque novamente para o cenário C5. Em relação ao cenário CA foi observada uma redução de 5,1% na simulação de geração de energia elétrica no cenário C5 (Figura 15b e Tabela 19).

A partir da simulação de geração de energia elétrica que caso o reservatório estivesse em operação desde outubro de 1985 os anos hidrológicos com as menores estimativas seriam entre 2013-2014 e 2014-2015. Este período coincide com a crise hídrica que assolou a região sudeste do Brasil. Adicionalmente, para os cenários com o aumento do uso da água a situação é mais complexa (C2, C3, C4 e C5). Ressalva pode ser feita para os cenários com a maximização do uso da água (C4 e C5), neste caso o déficit na geração de energia elétrica seria os mais preocupantes.

Segundo o Sistema de Informações de Geração da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL, 2024), cerca de 53,75% da matriz energética brasileira é advinda do potencial hidráulico. Para que o percentual de falhas fique dentro do limite aceitável para os cenários C2, C3, C4 e C5 seria necessário reduzir a vazão regularizada. Entretanto, isso causaria impactos na geração de energia, uma vez que a potência gerada é dada em função da vazão turbinada.

Além disso, segundo a ANEEL (ANEEL, 2022) o Preço Médio de Energia Hidráulica (PMEH) vigente a partir de 2023, é de R\$220,80/MWh. Desta forma, para os cenários que tem se redução na geração da energia elétrica, a perda estimada varia entre R\$ 1965120,00 a R\$ 2804160,00 (para os cenários C2 e C5, respectivamente).

Figura 15 – Variação das falhas na geração de energia elétrica em diferentes cenários (C1, C2, C3, C4 e C5) comparados ao cenário CA (a); Variação da produção de energia elétrica simulada para os cenários C1, C2, C3, C4 e C5, comparados ao cenário CA.



Fonte: Da autora (2024).

Tabela 19 – Potência média anual de geração de energia elétrica simulada pelo modelo MHD-INPE para os cenários CA, C1, C2, C3, C4 e C5.

	Cenários					
	CA	C1	C2	C3	C4	C5
Potência (GWh/ano)	249,0	267,3	240,1	238,6	238,1	236,3

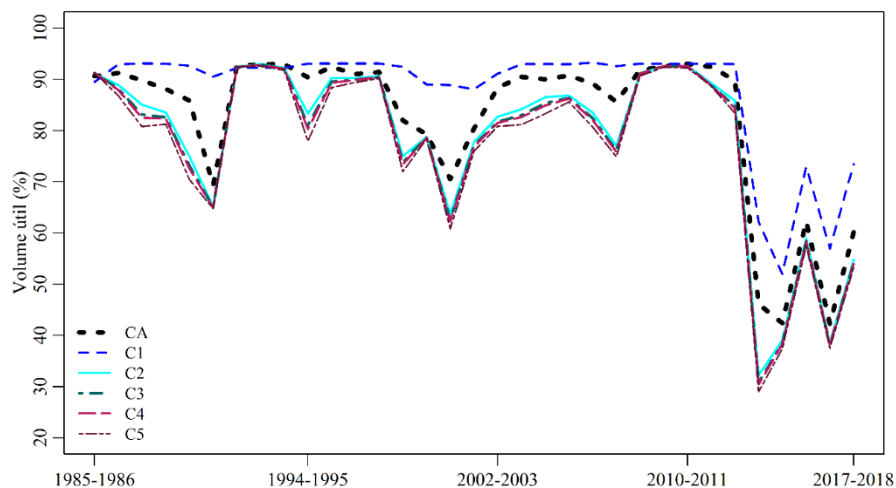
Fonte: Da autora (2024).

Na Figura 16 é apresentada a variação do volume útil na UHE Retiro Baixo para os cenários CA, C1, C2, C3, C3 e C5, considerando os anos hidrológicos deste estudo. Para o cenário sem mudança no uso e cobertura do solo (cenário C1) foi verificado o volume útil superior ao dos cenários CA, C2, C3, C4 e C5. O cenário C5 foi o que apresentou as maiores reduções da percentagem de volume útil no reservatório (Figura 16), *i.e.*, gerou mais falhas na geração de energia elétrica.

O comportamento das oscilações do volume útil médio segue uma mesma tendência em todos os cenários. Entretanto, para o cenário C1 as mudanças são menos bruscas. Para os cenários CA, C1, C2, C3, C4 e C5 os menores volumes úteis médios percentuais foram de 42,3%, 52,0%, 32,2%, 30,8%, 30,4% e 29,0%, respectivamente (Figura 16).

Tal questão, junto ao que foi observado na Figura 15, aponta que as alterações na paisagem que acaba provocando mudanças nas demandas hídricas para a manutenção das atividades desenvolvidas na bacia além do abastecimento de água para a população que reside na bacia podem reduzir o volume armazenado no reservatório, a geração de energia e aumentar as falhas na geração de energia elétrica do sistema. Assim, pode reduzir a resiliência, fazendo com que o sistema se torne mais vulnerável as mudanças.

Figura 16 – Variabilidade do volume útil médio simulado para os cenários CA, C1, C2, C3, C4 e C5.



Fonte: Da autora (2024).

## 5 CONCLUSÕES

O modelo hidrológico MHD-INPE simulou satisfatoriamente as vazões da bacia hidrográfica do rio Paraopeba (BHRP) no período de 1985 a 2018, conforme as estatísticas verificadas. A bacia hidrográfica tem a maior parte da sua área ocupada por pastagens e as maiores demandas de água na região são devido ao abastecimento público e a irrigação.

Ao considerar o mapa de uso e cobertura do solo de 1985 sem alterações e o aumento no consumo de água, verifica-se uma maior disponibilidade hídrica; principalmente para as vazões mínimas. Em relação às outorgas por sub-bacia a partir da segunda sub-bacia já é identificado valores superiores ao limite permitido. Desta maneira, com as evoluções das alterações do uso e cobertura do solo e aumento do consumo da água, a questão torna-se mais problemática quanto a segurança hídrica.

Ao aumentar o consumo de água na bacia com vista ao atendimento público da população estimada para 2030 e considerando os usos e ocupações do solo entre 1985 e 2018 foi observada a redução da disponibilidade hídrica (vazões mínimas). Em relação a Meta 6.1 do sexto Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) observa-se que esse será atendido para os cenários em estudo. Fica claro que com o crescimento populacional pode-se verificar mais mudanças no uso e cobertura do solo. Ademais, ao comparar com o cenário atual, a redução na disponibilidade hídrica causada pelo aumento do uso da água na bacia é menor quando se considera a redução das perdas na distribuição de água (que se relaciona com a Meta 6.4 do sexto ODS).

Com as mudanças no uso e cobertura do solo e o aumento no consumo de água simulou-se uma menor geração de energia elétrica na Usina Hidrelétrica (UHE) Retiro Baixo. Além disso, o reservatório apresentaria os volumes úteis percentuais mais baixos e as maiores percentagens de falhas. Tal situação poderia levar também a conflitos por múltiplos usuários.

Para o cenário C1, ao comparar com a o cenário CA, a vazão mínima defluente do reservatório foi superior em 139%, i.e., foi simulado um incremento de 7,4% na geração de energia e redução das falhas de 49%. No cenário C5, também comparando ao cenário CA, a vazão mínima defluente e a geração de energia reduziram em 77 e 5,1%, respectivamente; as falhas aumentaram em 48%. O menor volume útil médio anual foi de 42,3, 52,0 e 29,0% para os cenários CA, C1 e C5, respectivamente.

## **6 LIMITAÇÕES E RECOMENDAÇÕES**

O presente estudo levou em consideração os impactos causados na hidrologia devido ao cenário climático histórico. Neste contexto, os resultados obtidos são otimistas, sendo uma limitação, visto que, as mudanças na hidrologia causado pelas mudanças de uso e cobertura do solo em conjunto com os cenários de mudanças climáticas não foram considerados.

Desta forma, torna-se interessante enfatizar e recomendar como estudo futuro a modelagem com a abordagem integrada dos impactos que as mudanças climáticas, dinâmica da mudança do uso e cobertura do solo e o aumento da demanda hídrica podem causar na segurança hídrica, bem como na geração de energia elétrica da região. Uma vez que às mudanças climáticas podem produzir maiores impactos na hidrologia. Além disso, sugere-se que, em outros estudos levem em consideração a sazonalidade das outorgas e sua variação com os anos e até projeções dos usos outorgados para o futuro.

## REFERÊNCIAS

- ABDULKAREEM, J. H. *et al.* Review of studies on hydrological modelling in Malaysia. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 4, n. 4, p. 1577–1605, 12 dez. 2018.
- AGHSAEI, H. *et al.* Effects of dynamic land use/land cover change on water resources and sediment yield in the Anzali wetland catchment, Gilan, Iran. **Science of The Total Environment**, v. 712, p. 136449, abr. 2020.
- ALLEN, R. G. *et al.* **Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56**. Roma: FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1998.
- ALMEIDA, A. Q.; RIBEIRO, A.; LEITE, F. P. Modelagem do balanço hídrico em microbacia cultivada com plantio comercial de *Eucalyptus grandis* x *urophylla* no leste de Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, v. 37, n. 3, p. 547–556, jun. 2013.
- ALVARENGA, L. A. *et al.* Assessment of land cover change on the hydrology of a Brazilian headwater watershed using the Distributed Hydrology-Soil-Vegetation Model. **CATENA**, v. 143, p. 7–17, ago. 2016.
- ALVARENGA, L. A. *et al.* HYDROLOGIC IMPACTS DUE TO THE CHANGES IN RIPARIAN BUFFER IN A HEADWATER WATERSHED. **CERNE**, v. 23, n. 1, p. 95–102, mar. 2017.
- ALVARENGA, L. A. *et al.* Hydrological simulation with SWAT and VIC Models in the Verde River Watershed, Minas Gerais. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 15, n. 4, p. 1, 6 jul. 2020.
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 1 dez. 2013.
- ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Portal HidroWeb**. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. Acesso em: 1 mar. 2024.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Plano Nacional de Segurança Hídrica**. Brasília: ANA, 2019.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Atlas águas: segurança hídrica do abastecimento urbano**. Brasília: ANA, 2021a.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Conjuntura dos Recursos Hídricos**. Brasília: ANA, 2021b.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **ODS 6 no Brasil : visão da ANA sobre os indicadores**. Brasília: ANA, 2022.
- ANACHE, J. A. A. *et al.* Hydrological trade-offs due to different land covers and land uses in the Brazilian Cerrado. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 23, n. 3, p. 1263–1279, 7 mar. 2019.
- ANEEL - AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Agência aprova Tarifa Atualizada de Referência e Preço Médio de Energia Hidráulica**. Disponível em: <<https://www.gov.br/aneel/pt-br/assuntos/noticias/2022/agencia-aprova-tarifa-atualizada-de-referencia-e-preco-medio-de-energia-hidraulica>>. Acesso em: 19 ago. 2024.

ANEEL - AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **SIGA - Sistema de Informações de Geração da ANEEL**. Disponível em: <<https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiNjc4OGYyYjQtYWWM2ZC00YjllLWJlYmEtYzdkNTQ1MTc1NjM2IiwidCI6IjQwZDZmOWI4LWVjYjYtNDZhMi05MmQ0LWVhNGU5YzAxNzBIMSIsImMiOiJr9>>. Acesso em: 24 maio. 2024.

ARNOLD, J. G. *et al.* Hydrological Processes and Model Representation: Impact of Soft Data on Calibration. **Transactions of the ASABE**, v. 58, n. 6, p. 1637–1660, 30 dez. 2015.

AWOTWI, A. *et al.* Water balance responses to land-use/land-cover changes in the Pra River Basin of Ghana, 1986–2025. **CATENA**, v. 182, p. 104129, nov. 2019.

BERGAMASHCI, K. **Relatório Técnico: Atualização das curvas Cota x Área x Volume - UHE Retiro Baixo**. Brasília: Rural Tech Comércio E Serviços Eireli, 2021.

BESKOW, S. *et al.* Performance of a distributed semi-conceptual hydrological model under tropical watershed conditions. **CATENA**, v. 86, n. 3, p. 160–171, set. 2011.

BESKOW, S.; MELLO, C. R. de; NORTON, L. D. Development, sensitivity and uncertainty analysis of LASH model. **Scientia Agricola**, v. 68, n. 3, p. 265–274, jun. 2011.

BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology / Un modèle à base physique de zone d'appel variable de l'hydrologie du bassin versant. **Hydrological Sciences Bulletin**, v. 24, n. 1, p. 43–69, mar. 1979.

BIERMANN, F.; KANIE, N.; KIM, R. E. Global governance by goal-setting: the novel approach of the UN Sustainable Development Goals. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 26–27, p. 26–31, jun. 2017.

BIRHANU, A. *et al.* Impacts of land use and land cover changes on hydrology of the Gumara catchment, Ethiopia. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 112, p. 165–174, ago. 2019.

BLANK, D. M. P. THE CONTEXT OF CLIMATE CHANGES AND ITS VICTIMS. **Mercator**, v. 14, n. 02, p. 157–172, 20 jul. 2015.

BLASONE, R.S.; MADSEN, H.; ROSBJERG, D. Uncertainty assessment of integrated distributed hydrological models using GLUE with Markov chain Monte Carlo sampling. **Journal of Hydrology**, v. 353, n. 1–2, p. 18–32, maio 2008.

BRASIL. **Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, DF, 1997.

BRASIL. **Lei nº 14026, de 15 de julho de 2020**. Atualiza o marco legal do saneamento básico e dá providências. Brasília, DF, 2020.

BRIGHENTI, T.; BONUMÁ, N.; CHAFFE, P. Calibração hierárquica do modelo swat em uma bacia hidrográfica Catarinense. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 1, p. 53–64, 25 fev. 2016.

BROCCA, L. *et al.* River flow prediction in data scarce regions: soil moisture integrated satellite rainfall products outperform rain gauge observations in West Africa. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 12517, 27 jul. 2020.

- CALDEIRA, T. L. *et al.* Modelagem hidrológica determinística chuva-vazão em bacias hidrográficas: uma abordagem introdutória. **Revista Brasileira de Engenharia e Sustentabilidade**, v. 5, n. 1, p. 22–32, 2018.
- CALDEIRA, T. L. *et al.* LASH hydrological model: An analysis focused on spatial discretization. **CATENA**, v. 173, p. 183–193, fev. 2019.
- CANTELLE, T. D.; LIMA, E. de C.; BORGES, L. A. C. PANORAMA DOS RECURSOS HÍDRICOS NO MUNDO E NO BRASIL. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 11, n. 4, p. 1259, 28 dez. 2018.
- CARAM, R. de O. **Mudanças no uso e cobertura do solo e resposta hidrológica da bacia do rio Piracicaba**. 2011. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) — Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.
- CARNEIRO, R. L. de C. *et al.* Consumo de água em plantios de eucalipto: parte 2 modelagem da resistência estomática e estimativa da transpiração em tratamentos irrigados e não-irrigados. **Revista Árvore**, v. 32, n. 1, p. 11–18, fev. 2008.
- CARVALHO, V. S. O. *et al.* Assessment of land use changes in the Verde River basin using two hydrological models. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 118, p. 103954, out. 2022.
- CASAGRANDE, L. *et al.* Early flood warning in the Itajaí-Açu River basin using numerical weather forecasting and hydrological modeling. **Natural Hazards**, v. 88, n. 2, p. 741–757, 27 set. 2017.
- CBHSF - CÔMITE DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. **CBH do Rio Paraopeba (SF3) – MINAS GERAIS**. Disponível em: <<https://cbhsaofrancisco.org.br/comites-de-afluentes/cbh-do-rio-paraopeba-sf3-minas-gerais/>>. Acesso em: 5 abr. 2023.
- COBRAPE - COMPANHIA BRASILEIRA DE PROJETOS E EMPREENDIMENTOS. **Plano Diretor da Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba**. São Paulo: COBRAPE, 2020.
- COELHO, C. A. S.; CARDOSO, D. H. .; FIRPO, M. A. F. A seca de 2013 a 2015 na região sudeste do Brasil. **Climanálise – Edição Especial de 30 anos**, p. 55–61, 2016.
- COLLISCHONN, W. *et al.* The MGB-IPH model for large-scale rainfall—runoff modelling. **Hydrological Sciences Journal**, v. 52, n. 5, p. 878–895, out. 2007.
- COOK, C.; BAKKER, K. Water security: Debating an emerging paradigm. **Global Environmental Change**, v. 22, n. 1, p. 94–102, fev. 2012.
- COPASA. **Nível dos reservatórios do Sistema Paraopeba**. Disponível em: <<https://www.copasa.com.br/wps/portal/internet/abastecimento-de-agua/nivel-dos-reservatorios>>. Acesso em: 17 jun. 2024.
- COSTA, R. C. A. *et al.* Hydrologic Response to Land Use and Land Cover Change Scenarios: An Example from the Paraopeba River Basin Based on the SWAT Model. **Water**, v. 15, n. 8, p. 1451, 7 abr. 2023.
- CULF, A. D. *et al.* Radiation, temperature and humidity over forest and pasture in Amazonia. In: GASH, J. H. C. *et al.* (Eds.). **Amazonian Deforestation and Climate**. New York: John Wiley and Sons, 1996. p. 175–191.
- CUNGE, J. A. On The Subject Of A Flood Propagation Computation Method (Muskingum Method). **Journal of Hydraulic Research**, v. 7, n. 2, p. 205–230, jan. 1969.

CUO, L. Land Use/Cover Change Impacts on Hydrology in Large River Basins. In: TANG, Q.; OKI, T. (Eds.). **Terrestrial Water Cycle and Climate Change: Natural and Human-Induced Impacts**. Washington, DC, USA: American Geophysical Union, 2016. p. 103–134.

DALAGNOL, R. *et al.* Assessment of climate change impacts on water resources of the Purus Basin in the southwestern Amazon. **Acta Amazonica**, v. 47, n. 3, p. 213–226, jul. 2017.

DARIANE, A. B. *et al.* Integrated Operation of Multi-Reservoir and Many-Objective System Using Fuzzified Hedging Rule and Strength Pareto Evolutionary Optimization Algorithm (SPEA2). **Water**, v. 13, n. 15, p. 1995, 21 jul. 2021.

DEVI, G. K.; GANASRI, B. P.; DWARAKISH, G. S. A Review on Hydrological Models. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 1001–1007, 2015.

DILL, J.; DAGIOS, R. N.; BARROS, V. G. Public policies on water resource management and its impacts on the context of climatic changes and alterations in land use and land cover in small and protected rainforest river basins. **Environmental Science & Policy**, v. 137, p. 191–204, nov. 2022.

DURÃES, M. F.; MELLO, C. R. de; NAGHETTINI, M. Applicability of the swat model for hydrologic simulation in Paraopeba River basin, MG. **CERNE**, v. 17, n. 4, p. 481–488, dez. 2011.

DURÃES, M.; MELLO, C. R. de; BESKOW, S. Estresse hidrológico: aplicação às bacias dos rios Paraopeba e Sapucaí, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 2, p. 352–359, 2015.

DUTTA, V.; SINGH, A.; PRASAD, N. Urban sprawl and water stress with respect to changing landscape: Study from Lucknow, India. **Journal of Geography and Regional Planning**, v. 3, n. 5, p. 84–105, 2010.

ERCIN, A. E.; HOEKSTRA, A. Y. Water footprint scenarios for 2050: A global analysis. **Environment International**, v. 64, p. 71–82, mar. 2014.

FALCK, A. S. **Avaliação da incerteza nas estimativas de precipitação por satélite e sua propagação no Modelo Hidrológico Distribuído MHD-INPE**. 2015. Tese (Doutorado em Meteorologia) —Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, São José dos Campos, 2015.

FALCK, A. S. *et al.* Propagation of satellite precipitation uncertainties through a distributed hydrologic model: A case study in the Tocantins–Araguaia basin in Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 527, p. 943–957, ago. 2015.

FALCK, A. S. *et al.* Improving the use of ground-based radar rainfall data for monitoring and predicting floods in the Iguaçú river basin. **Journal of Hydrology**, v. 567, p. 626–636, dez. 2018.

FALCK, A. S. *et al.* Applying a precipitation error model to numerical weather predictions for probabilistic flood forecasts. **Journal of Hydrology**, v. 598, p. 126374, jul. 2021.

FALCK, A.; TOMASELLA, J.; PAPA, F. Assessing the Potential of Upcoming Satellite Altimeter Missions in Operational Flood Forecasting Systems. **Remote Sensing**, v. 13, n. 21, p. 4459, 6 nov. 2021.

FERNANDES, G. H. de M. *et al.* A structural equation model of land capability and related drivers: Implications for land degradation forecasting in a tropical river basin. **Land Degradation & Development**, v. 34, n. 6, p. 1778–1794, 15 abr. 2023.

FILOSO, S. *et al.* Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. **PLOS ONE**, v. 12, n. 8, p. e0183210, 17 ago. 2017.

- FORMIGA-JOHNSON, R. M.; BRITTO, A. L. Water security, metropolitan supply and climate change: some considerations concerning the Rio de Janeiro case. **Ambiente & Sociedade**, v. 23, 2020.
- FRANÇA, B. *et al.* Dinâmica do uso do solo e alterações na vazão na bacia do Rio São Francisco no início do Séc. XXI. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 18, n. 1, p. 11–0, 10 ago. 2021.
- FREITAS, H. C. de. **A influência dos transportes advectivos na estimativa do balanço de CO2 do ecossistema: um estudo de caso para a Mata Atlântica com uso de técnicas micrometeorológicas**. 2012. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) — Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.
- FUNASA - FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Plano Municipal de Saneamento Básico: Abastecimento de água potável**. Brasília: FUNASA, 2016.
- GARG, V. *et al.* Human-induced land use land cover change and its impact on hydrology. **HydroResearch**, v. 1, p. 48–56, jun. 2019.
- GASH, J. H. C.; LLOYD, C. R.; LACHAUD, G. Estimating sparse forest rainfall interception with an analytical model. **Journal of Hydrology**, v. 170, n. 1–4, p. 79–86, ago. 1995.
- GENG, X. *et al.* Land Use/Land Cover Change Induced Impacts on Water Supply Service in the Upper Reach of Heihe River Basin. **Sustainability**, v. 7, n. 1, p. 366–383, 31 dez. 2014.
- GETACHEW, B.; MANJUNATHA, B. R.; BHAT, H. G. Modeling projected impacts of climate and land use/land cover changes on hydrological responses in the Lake Tana Basin, upper Blue Nile River Basin, Ethiopia. **Journal of Hydrology**, v. 595, p. 125974, abr. 2021.
- GHOSH, R.; KANSAL, A.; VENKATESH, G. Urban Water Security Assessment Using an Integrated Metabolism Approach—Case Study of the National Capital Territory of Delhi in India. **Resources**, v. 8, n. 2, p. 62, 3 abr. 2019.
- GOMES, L. C. *et al.* Disentangling the historic and future impacts of land use changes and climate variability on the hydrology of a mountain region in Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 594, p. 125650, mar. 2021.
- GOODACRE, A. K. *et al.* A statistical analysis of the spatial association of seismicity with drainage patterns and magnetic anomalies in western Quebec. **Tectonophysics**, v. 217, n. 3–4, p. 285–305, jan. 1993.
- GUO, J. *et al.* Multi-objective optimization of empirical hydrological model for streamflow prediction. **Journal of Hydrology**, v. 511, p. 242–253, abr. 2014.
- GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P. O. Status of Automatic Calibration for Hydrologic Models: Comparison with Multilevel Expert Calibration. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 4, n. 2, p. 135–143, abr. 1999.
- GUPTA, R. *et al.* Domestic and International Drivers of the Demand for Water Resources in the Context of Water Scarcity: A Cross-Country Study. **Journal of Risk and Financial Management**, v. 13, n. 11, p. 255, 29 out. 2020.
- GUPTA, H. V. *et al.* Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. **Journal of Hydrology**, v. 377, n. 1–2, p. 80–91, out. 2009.
- HAMMES, G.; GHISI, E.; THIVES, L. P. Water end-uses and rainwater harvesting: a case study in

Brazil. **Urban Water Journal**, v. 17, n. 2, p. 177–183, 7 fev. 2020.

HASSABALLAH, K. *et al.* Analysis of streamflow response to land use and land cover changes using satellite data and hydrological modelling: case study of Dinder and Rahad tributaries of the Blue Nile (Ethiopia–Sudan). **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 21, n. 10, p. 5217–5242, 17 out. 2017.

HERRERA, P. A.; MARAZUELA, M. A.; HOFMANN, T. Parameter estimation and uncertainty analysis in hydrological modeling. **WIREs Water**, v. 9, n. 1, 22 jan. 2022.

HOEKSTRA, A. Y.; BUURMAN, J.; VAN GINKEL, K. C. H. Urban water security: A review. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 5, p. 053002, 1 maio 2018.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Anuário Estatístico do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 1986.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Biomass e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil - Escala 1:250 000**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/15842-biomass.html?edicao=25799&t=downloads>>. Acesso em: 10 abr. 2023.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção Agrícola Municipal (PAM)**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9117-producao-agricola-municipal-culturas-temporarias-e-permanentes.html?=&t=sobre>>. Acesso em: 19 abr. 2024.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **CENSO 2022**. Disponível em: <[https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/?utm\\_source=ibge&utm\\_medium=home&utm\\_campaign=portal](https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/?utm_source=ibge&utm_medium=home&utm_campaign=portal)>. Acesso em: 17 dez. 2023.

IDE-SISEMA - INFRAESTRUTURA DE DADOS ESPACIAIS DO SISTEMA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **Outorgas de direito de uso de recursos hídricos**. Disponível em: <<https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/>>. Acesso em: 15 mar. 2024.

IGAM - INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Identificação de municípios com condição crítica para a qualidade de água na bacia do rio Paraopeba**. 1. ed. Belo Horizonte: Minas Gerais, 2013.

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Normais climatológicas do Brasil: 1991-2020**. Brasília: INMET, 2022.

INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Topodata: banco de dados geomorfométricos do Brasil**. Disponível em: <<http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/>>. Acesso em: 6 abr. 2023.

IORGULESCU, I.; MUSY, A. Generalization of TOPMODEL for a power law transmissivity profile. **Hydrological Processes**, v. 11, n. 9, p. 1353–1355, jul. 1997.

JARVIS, N. J. A simple empirical model of root water uptake. **Journal of Hydrology**, v. 107, n. 1–4, p. 57–72, maio 1989.

JEPSON, W. *et al.* Advancing human capabilities for water security: A relational approach. **Water Security**, v. 1, p. 46–52, jul. 2017.

KELMAN, J.; KELMAN, R.; PEREIRA, M. Energia Firme de Sistemas Hidrelétricos e Usos Múltiplos dos Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 9, n. 1, p. 189–198, 1

jun. 2004.

KLING, H.; FUCHS, M.; PAULIN, M. Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. **Journal of Hydrology**, v. 424–425, p. 264–277, mar. 2012.

KROGH, S. A.; POMEROY, J. W.; MCPHEE, J. Physically Based Mountain Hydrological Modeling Using Reanalysis Data in Patagonia. **Journal of Hydrometeorology**, v. 16, n. 1, p. 172–193, 1 fev. 2015.

LETA, M. K.; DEMISSIE, T. A.; TRÄNCKNER, J. Hydrological Responses of Watershed to Historical and Future Land Use Land Cover Change Dynamics of Nashe Watershed, Ethiopia. **Water**, v. 13, n. 17, p. 2372, 29 ago. 2021.

LEY, R. *et al.* Catchment classification by runoff behaviour with self-organizing maps (SOM). **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 8, p. 3047–3083, 2011.

LI, L. *et al.* Evaluation of the subjective factors of the GLUE method and comparison with the formal Bayesian method in uncertainty assessment of hydrological models. **Journal of Hydrology**, v. 390, n. 3–4, p. 210–221, set. 2010.

LI, Y. *et al.* Spatiotemporal impacts of land use land cover changes on hydrology from the mechanism perspective using SWAT model with time-varying parameters. **Hydrology Research**, v. 50, n. 1, p. 244–261, 1 fev. 2019.

LIMA, J. P. de. **Hidrologia urbana: conceitos básicos**. Lisboa: Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduo (Universidade de Coimbra), 2010.

LOPES, V. S. *et al.* The establishment of a secondary forest in a degraded pasture to improve hydraulic properties of the soil. **Soil and Tillage Research**, v. 198, p. 104538, abr. 2020.

MA, L. *et al.* Root Zone Water Quality Model (RZWQM2): Model Use, Calibration, and Validation. **Transactions of the ASABE**, v. 55, n. 4, p. 1425–1446, 2012.

MAPBIOMAS BRASIL. **Projeto MapBiomass – Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <[https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama\\_set\\_language=pt-BR](https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR)>. Acesso em: 10 abr. 2023.

MARENGO, J. A. *et al.* A seca e a crise hídrica de 2014-2015 em São Paulo. **Revista USP**, n. 106, p. 31–44, 2 set. 2015.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M. Crise Hídrica em São Paulo em 2014: Seca e Desmatamento. **GEOUSP: Espaço e Tempo (Online)**, v. 19, n. 3, p. 485, 6 dez. 2015.

MARQUES, A. C.; VERAS, C. E.; RODRIGUEZ, D. A. Assessment of water policies contributions for sustainable water resources management under climate change scenarios. **Journal of Hydrology**, v. 608, p. 127690, maio 2022.

MARQUES, G. F.; SOUZA, V. B. F. S. de; MORAES, N. V. The economic value of the flow regulation environmental service in a Brazilian urban watershed. **Journal of Hydrology**, v. 554, p. 406–419, nov. 2017.

MATLHODI, B. *et al.* Analysis of the Future Land Use Land Cover Changes in the Gaborone Dam Catchment Using CA-Markov Model: Implications on Water Resources. **Remote Sensing**, v. 13, n. 13, p. 2427, 22 jun. 2021.

MCBEAN, E. A. Water Security, The Nexus Of Water, Food, Population Growth and Energy. **The**

**Global Environmental Engineers**, v. 3, n. 1, p. 33–39, 31 jul. 2016.

MCID - MINISTÉRIO DAS CIDADES; SNSA - SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Diagnóstico Temático: Serviços de Água e Esgoto - Ano de referência 2022**. Brasília: MCID, SNSA, 2023.

MCMILLAN, H. K.; WESTERBERG, I. K.; KRUEGER, T. Hydrological data uncertainty and its implications. **WIREs Water**, v. 5, n. 6, 20 nov. 2018.

MDR - MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL; SNS - SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO. **Plano Nacional de Saneamento Básico**. Brasília: SNS, MDR, 2019a.

MDR - MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL; SNS - SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017**. Brasília: SNS, MDR, 2019b.

MELO, M. C. de; JOHNSON, R. M. F. O CONCEITO EMERGENTE DE SEGURANÇA HÍDRICA. **Sustentare**, v. 1, n. 1, 2017.

MELO, M. C. *et al.* Avaliação da segurança hídrica para abastecimento na Região Metropolitana de Belo Horizonte: estudo da crise hídrica 2014-2015. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 27, p. 680–701, 2020.

MELO, P. A. *et al.* On the performance of conceptual and physically based modelling approach to simulate a headwater catchment in Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 114, p. 103683, mar. 2022a.

MELO, P. A. *et al.* Analysis of hydrological impacts caused by climatic and anthropogenic changes in Upper Grande River Basin, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 81, n. 21, p. 504, 21 nov. 2022b.

MELO, P. A. **Impactos das mudanças climáticas e da expansão agrícola na disponibilidade hídrica e geração de energia elétrica na bacia hidrográfica do Alto Rio Grande**. 2023. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) – Departamento de Recursos Hídricos, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2023.

MICHELS-BRITO, A. *et al.* The climate change potential effects on the run-of-river plant and the environmental and economic dimensions of sustainability. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 147, p. 111238, set. 2021.

MINAS GERAIS. **Portaria IGAM N° 48, de 04 de outubro de 2019**. Estabelece normas suplementares para a regularização dos recursos hídricos de domínio do Estado de Minas Gerais e dá outras providências. Belo Horizonte, 2019.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa CERH-MG n° 65, de 18 de junho de 2020**. Estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) de sistemas públicos e privados e dá outras providências. Belo Horizonte, 2020.

MINAS GERAIS. **Portaria IGAM n° 79, de 25 de outubro de 2021**. Estabelece normas suplementares para a Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos (CRH) de domínio do Estado de Minas Gerais e dá outras providências. Belo Horizonte, 2021.

MOGES, E. *et al.* Review: Sources of Hydrological Model Uncertainties and Advances in Their Analysis. **Water**, v. 13, n. 1, p. 28, 25 dez. 2020.

- MOHOR, G. S. *et al.* Exploratory analyses for the assessment of climate change impacts on the energy production in an Amazon run-of-river hydropower plant. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 4, p. 41–59, set. 2015.
- MOHOR, G. S.; MENDIONDO, E. M. Economic indicators of hydrologic drought insurance under water demand and climate change scenarios in a Brazilian context. **Ecological Economics**, v. 140, p. 66–78, out. 2017.
- MOLINA-NAVARRO, E. *et al.* Hydrological and water quality impact assessment of a Mediterranean limno-reservoir under climate change and land use management scenarios. **Journal of Hydrology**, v. 509, p. 354–366, fev. 2014.
- MONTOYA, M. A.; FINAMORE, E. B. Os recursos hídricos no agronegócio brasileiro: Uma análise insumo-produto do uso, consumo, eficiência e intensidade. **Revista Brasileira de Economia**, v. 74, n. 4, 2020.
- MORADKHANI, H.; SOROOSHIAN, S. General Review of Rainfall-Runoff Modeling: Model Calibration, Data Assimilation, and Uncertainty Analysis. In: **Hydrological Modelling and the Water Cycle**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2009. p. 1–24.
- MOREIRA, H. S. *et al.* DISPONIBILIDADE E DEMANDA DE ÁGUA NO ESTADO. In: IGAM (Ed.). **Relatório anual de gestão e situação dos recursos hídricos de Minas Gerais -2014/2017**. Belo Horizonte: IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Água, 2018. p. 135.
- MOREIRA, M. *et al.* Índices para Identificação de Conflitos pelo Uso da Água:Proposição Metodológica e Estudo de Caso. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 3, p. 7–15, 2012.
- MORIASI, D. N. *et al.* Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. **Transactions of the ASABE**, v. 58, n. 6, p. 1763–1785, 30 dez. 2015.
- MULETA, M. K.; NICKLOW, J. W. Sensitivity and uncertainty analysis coupled with automatic calibration for a distributed watershed model. **Journal of Hydrology**, v. 306, n. 1–4, p. 127–145, maio 2005.
- NASH, J. E.; SUTCLIFFE, J. V. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, v. 10, n. 3, p. 282–290, abr. 1970.
- NEGRÃO, A. C. *et al.* Previsão de vazão de eventos extremos utilizando o modelo hidrológico distribuído MHD-INPE e previsões meteorológicas do modelo ETA-INPE para uma alta resolução espacial - Estudo de caso: São Luís do Paraitinga (SP). **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 4, 7 abr. 2017.
- NOBRE, A. D. *et al.* Height Above the Nearest Drainage – a hydrologically relevant new terrain model. **Journal of Hydrology**, v. 404, n. 1–2, p. 13–29, jun. 2011.
- NOBRE, C. A. *et al.* Some Characteristics and Impacts of the Drought and Water Crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 08, n. 02, p. 252–262, 2016.
- OLIVEIRA, C. de M. M. de *et al.* Hydrological Model Performance in the Verde River Basin, Minas Gerais, Brazil. **Resources**, v. 12, n. 8, p. 87, 28 jul. 2023.
- OLIVEIRA, G.; PEDROLLO, O.; CASTRO, N. O Desempenho das Redes Neurais Artificiais (RNAs) para Simulação Hidrológica Mensal. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 2, p. 251–265, 2014.

OLIVEIRA, K. D. *et al.* Impacts of sugarcane expansion on water availability in a river basin in southeastern Brazil. **CATENA**, v. 216, p. 106437, set. 2022.

OMS - ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. **Domestic water quantity, service level and health**. 2. ed. Geneva: World Health Organization, 2020.

ONS - OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO. **ESTIMATIVA DAS VAZÕES PARA ATIVIDADES DE USO CONSUNTIVO DA ÁGUA EM BACIAS DO SISTEMA INTERLIGADO NACIONAL – SIN**. Brasília: ONS, 2005.

ONS – OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO. **Histórico de Operação**. Disponível em: <[http://www.ons.org.br/Paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao/dados\\_hidrologicos\\_volumes.aspx](http://www.ons.org.br/Paginas/resultados-da-operacao/historico-da-operacao/dados_hidrologicos_volumes.aspx)>. Acesso em: 28 fev. 2024.

ONS - OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO. **Manual de Procedimentos da Operação - Módulo 5 - Submódulo 5.11 - Cadastro de Informações Operacionais Hidráulicas da Bacia do rio São Francisco**. Rio de Janeiro: ONS, 2023.

ONU - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Water Security & the Global Water Agenda: A UN-Water Analytical Brief**. Revised ve ed. Ontario: United Nations University, 2013.

ONU - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Resolution A/RES/70/1. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development**. New York: United Nations, 2015.

ONU - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Sobre o nosso trabalho para alcançar os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil**. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br>>. Acesso em: 17 dez. 2023.

LOUDIN, L. *et al.* Hydrological impacts of urbanization at the catchment scale. **Journal of Hydrology**, v. 559, p. 774–786, abr. 2018.

OUYANG, Y. *et al.* Estimating impact of forest land on groundwater recharge in a humid subtropical watershed of the Lower Mississippi River Alluvial Valley. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 26, p. 100631, dez. 2019.

PAIM, B. *et al.* Estimating components of the hydrological cycle in the Atlantic Forest Biome using the INLAND surface model. **Physical Geography**, p. 1–26, 13 mar. 2024.

PAIVA, A. C. da E. *et al.* Urban expansion and its impact on water security: The case of the Paraíba do Sul River Basin, São Paulo, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 720, p. 137509, jun. 2020.

PAIVA, A. C. da E. *et al.* Inter-basin water transfers under changing climate and land use: Assessing water security and hydropower in the Paraíba do Sul River basin, Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 133, p. 104707, jan. 2024.

PEREIRA, S. B. *et al.* Estudo do comportamento hidrológico do Rio São Francisco e seus principais afluentes. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 6, p. 615–622, dez. 2007.

PISSARRA, T. C. T. *et al.* Role of Mine Tailings in the Spatio-Temporal Distribution of Phosphorus in River Water: The Case of B1 Dam Break in Brumadinho. **Water**, v. 14, n. 10, p. 1572, 14 maio 2022.

POLIGNANO, M. V.; LEMOS, R. S. Rompimento da barragem da Vale em Brumadinho: impactos socioambientais na Bacia do Rio Paraopeba. **Ciência e Cultura**, v. 72, n. 2, p. 37–43, abr. 2020.

RAFIEI EMAM, A. *et al.* Uncertainty analysis of hydrological modeling in a tropical area using different algorithms. **Frontiers of Earth Science**, v. 12, n. 4, p. 661–671, 31 dez. 2018.

RANGECROFT, S. *et al.* An observation-based method to quantify the human influence on hydrological drought: upstream–downstream comparison. **Hydrological Sciences Journal**, v. 64, n. 3, p. 276–287, 17 fev. 2019.

RÁPALO, L. M. C. *et al.* Effects of land-use and -cover changes on streamflow regime in the Brazilian Savannah. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 38, p. 100934, dez. 2021.

RBE - RETIRO BAIXO ENERGÉTICA SA. **Retiro Baixo Energética SA**. Disponível em: <<https://www.rbe.com.br/>>. Acesso em: 3 abr. 2024.

REFSGAARD, J. C. Terminology, Modelling Protocol And Classification of Hydrological Model Codes. In: ABBOTT, M. B.; REFSGAARD, J. . (Eds.). **Distributed Hydrological Modelling**. Dordrecht: Water Science and Technology Library, 1990. p. 17–39.

RODRIGUES, E. L. *et al.* Impact of changes in land use in the flow of the Pará River Basin, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 1, p. 70–76, jan. 2015.

RODRIGUEZ, D. A. *et al.* Previsões de cheias extremas nos horizontes sazonais e de curto e médio prazos na bacia do Rio Madeira: Estudo de caso da enchente de 30 de março de 2014 em porto velho. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 4, 7 abr. 2017.

RODRIGUEZ, D. A.; TOMASELLA, J. On the ability of large-scale hydrological models to simulate land use and land cover change impacts in Amazonian basins. **Hydrological Sciences Journal**, p. 1–16, 4 maio 2016.

RONALDS, R.; ZHANG, H. Assessing the Impact of Urban Development and On-Site Stormwater Detention on Regional Hydrology Using Monte Carlo Simulated Rainfall. **Water Resources Management**, v. 33, n. 7, p. 2517–2536, 2 maio 2019.

ROSA, D. W. B. *et al.* Hydrological impacts of urban expansion in a Brazilian metropolis – Case study of the Vargem das Flores reservoir catchment. **Urban Water Journal**, p. 1–9, 27 maio 2022.

SABINO, C. de V. S. *et al.* Análise de alguns aspectos da qualidade da água da Bacia do Rio Paraopeba utilizando estatística multivariada. **REVISTA DE BIOLOGIA E CIÊNCIAS DA TERRA**, v. 8, n. 2, p. 6–18, 2008.

SALVADORE, E.; BRONDERS, J.; BATELAAN, O. Hydrological modelling of urbanized catchments: A review and future directions. **Journal of Hydrology**, v. 529, p. 62–81, out. 2015.

SANTOS, B. B. M. Water security in the metropolitan region of Rio de Janeiro: contributions to the debate. **Ambiente & Sociedade**, v. 19, n. 1, p. 103–120, mar. 2016.

SERRÃO, E. A. de O. *et al.* Four decades of hydrological process simulation of the Itacaiúnas river watershed, southeast Amazon. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 25, n. 3, 2019.

SHAO, M. *et al.* Quantifying the effects of urbanization on floods in a changing environment to promote water security — A case study of two adjacent basins in Texas. **Journal of Hydrology**, v. 589, p. 125154, out. 2020.

SILVA, B. M. B. da; SILVA, D. D. da; MOREIRA, M. C. Índices para a gestão e planejamento de recursos hídricos na bacia do rio Paraopeba, Estado de Minas Gerais. **Rev. Ambient. Água**, v. 10, n. 3, p. 685–697, 2015.

SILVA, J. F. do A.; PEREIRA, R. G. Panorama global da distribuição e uso de água doce. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 3, p. 263–280, 31 jul. 2019.

SIMPSON, G. B. *et al.* The Water-Energy-Food Nexus Index: A Tool to Support Integrated Resource Planning, Management and Security. **Frontiers in Water**, v. 4, 10 mar. 2022.

SINGH, V. P. Hydrologic modeling: progress and future directions. **Geoscience Letters**, v. 5, n. 1, p. 15, 28 dez. 2018.

SINHA, R. K.; ELDHO, T. I. Effects of historical and projected land use/cover change on runoff and sediment yield in the Netravati river basin, Western Ghats, India. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 3, p. 111, 7 fev. 2018.

SIQUEIRA JÚNIOR, J. L.; TOMASELLA, J.; RODRIGUEZ, D. A. Impacts of future climatic and land cover changes on the hydrological regime of the Madeira River basin. **Climatic Change**, v. 129, n. 1–2, p. 117–129, 3 mar. 2015.

SIQUEIRA, P. P. *et al.* Effects of climate and land cover changes on water availability in a Brazilian Cerrado basin. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 37, p. 100931, out. 2021.

SMITH, A. *et al.* Enhancing urban runoff modelling using water stable isotopes and ages in complex catchments. **Hydrological Processes**, v. 37, n. 2, 16 fev. 2023.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**. Disponível em: <<http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/#>>. Acesso em: 17 dez. 2023.

SOIL SURVEY STAFF. **Soil Survey Manual**. Washington: Department of Agriculture Handbook 18, 1951.

SONG, X. *et al.* Global sensitivity analysis in hydrological modeling: Review of concepts, methods, theoretical framework, and applications. **Journal of Hydrology**, v. 523, p. 739–757, abr. 2015.

STEIDLE NETO, A. J. *et al.* Simulation of Rainfall Interception of Canopy and Litter in Eucalyptus Plantation in Tropical Climate. **Forest Science**, v. 58, n. 1, p. 54–60, 1 fev. 2012.

TE WIERIK, S. A. *et al.* Reviewing the Impact of Land Use and Land-Use Change on Moisture Recycling and Precipitation Patterns. **Water Resources Research**, v. 57, n. 7, 13 jul. 2021.

TOMASELLA, J. *et al.* Comparison of Two Techniques to Develop Pedotransfer Functions for Water Retention. **SOIL SCI. SOC. AM. J.**, v. 67, n. 1085–1092, 2003.

TOMASELLA, J. *et al.* Probabilistic flood forecasting in the Doce Basin in Brazil: Effects of the basin scale and orientation and the spatial distribution of rainfall. **Journal of Flood Risk Management**, v. 12, n. 1, p. e12452, mar. 2019.

TOMASELLA, J. *et al.* **Modelo Hidrológico Distribuído MHD-INPE: Manual de Implementação (Versão 2.0)**. Cachoeira Paulista: Cemaden, 2022.

UBARANA, V. N. Observations and modelling of rainfall interception at two experimental sites in Amazonia. In: GASH, J. H. C. *et al.* (Eds.). **Amazonian deforestation and climate**. New York: John Wiley and Sons, 1996. p. 151–162.

UFV - UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA *et al.* **Mapa de solos do Estado de Minas Gerais: legenda expandida - Escala 1:500000**. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010.

VAN LUIJK, G. *et al.* Hydrological implications of desertification: Degradation of South African

semi-arid subtropical thicket. **Journal of Arid Environments**, v. 91, p. 14–21, abr. 2013.

VIOLA, M. R. *et al.* Impacts of Land-use Changes on the Hydrology of the Grande River Basin Headwaters, Southeastern Brazil. **Water Resources Management**, v. 28, n. 13, p. 4537–4550, 10 out. 2014.

VON RANDOW, R. C. S. *et al.* Response of the river discharge in the Tocantins River Basin, Brazil, to environmental changes and the associated effects on the energy potential. **Regional Environmental Change**, v. 19, n. 1, p. 193–204, 13 jan. 2019.

WADA, Y. *et al.* Modeling global water use for the 21st century: the Water Futures and Solutions (WFaS) initiative and its approaches. **Geoscientific Model Development**, v. 9, n. 1, p. 175–222, 21 jan. 2016.

WANG, J. *et al.* Hydrological Model Adaptability to Rainfall Inputs of Varied Quality. **Water Resources Research**, v. 59, n. 2, 14 fev. 2023.

WHITE, K. L.; CHAUBEY, I. SENSITIVITY ANALYSIS, CALIBRATION, AND VALIDATIONS FOR A MULTISITE AND MULTIVARIABLE SWAT MODEL. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 41, n. 5, p. 1077–1089, out. 2005.

XAVIER, A. C. *et al.* New improved Brazilian daily weather gridded data (1961–2020). **International Journal of Climatology**, v. 42, n. 16, p. 8390–8404, 30 dez. 2022.

YILMAZ, K. K.; GUPTA, H. V.; WAGENER, T. A process-based diagnostic approach to model evaluation: Application to the NWS distributed hydrologic model. **Water Resources Research**, v. 44, n. 9, 11 set. 2008.

ZAFAR, S.; ZAIDI, A. Impact of urbanization on basin hydrology: a case study of the Malir Basin, Karachi, Pakistan. **Regional Environmental Change**, v. 19, n. 6, p. 1815–1827, 6 ago. 2019.

ZÁKHIA, E. M. S. *et al.* Impactos das Mudanças Climáticas em uma Bacia Hidrográfica no Sul do Estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 36, n. 4, p. 667–681, dez. 2021.

ZITZLER, E.; LAUMANN, M.; BLEULER, S. A Tutorial on Evolutionary Multiobjective Optimization. In: GANDIBLEUX, X. *et al.* (Eds.). **Metaheuristics for Multiobjective Optimisation**. Berlin, Heidelberg: Springer, 2004. p. 3–37.

ZITZLER, E.; LAUMANN, M.; THIELE, L. SPEA2: Improving the strength pareto evolutionary algorithm. **TIK Report**, v. 103, p. 1–21, 2001.

**ANEXO A – Municípios banhados e/ou abastecidos pela bacia hidrográfica do rio  
Paraopeba (BHRP)**

Tabela 1 – Municípios que estão na bacia hidrográfica do rio Paraopeba e os mananciais responsáveis pelo abastecimento público (ANA, 2021) (continua).

Município	Manancial responsável pelo abastecimento
Belo Vale	Água subterrânea; Córrego Boa Esperança°.
Betim*	SIN Paraopeba – Represa Vargem das Flores, Barragem Rio Manso e Reservatório Serra Azul°.
Bonfim	Ribeirão Águas Claras°.
Brumadinho*	Córrego Catarina°; Ribeirão Águas Claras°; SIN Paraopeba – Barragem Rio Manso°.
Cachoeira da Prata	Água subterrânea.
Caetanópolis	Água subterrânea; Córrego Cedro°.
Casa Grande	Córrego dos Ausentes°; Córrego da Carapuça°; Água subterrânea
Congonhas	Córrego Macaquinhos°; Córrego Bandeira°; Córrego João Pereiro°; Córrego Gambá°; Córrego Engenho°; Água subterrânea.
Conselheiro Lafaiete	Ribeirão Jacobá°; Ribeirão Bananeiras°; Ribeirão Almeidas°.
Contagem*	Rio das Velhas; SIN Paraopeba – Represa Vargem das Flores, Barragem Rio Manso e Reservatório Serra Azul°; Córrego Clemente.
Cristiano Ottoni	Água Subterrânea.
Crucilândia	Córrego Águas Claras°; Córrego Água Limpa°.
Curvelo	Água subterrânea.
Desterro de Entre Rios	Córrego Estivado; Nascente Mumbeca; Água subterrânea
Entre Rios de Minas	Rio Brumado°; Água subterrânea.
Esmeraldas*	Água subterrânea; SIN Paraopeba – Represa Vargem das Flores e Reservatório Serra Azul°
Felixlândia	Água subterrânea; Represa EPAMIG.
Florestal*	Ribeirão Camarão°.
Fortuna de Minas	Água subterrânea.
Ibirité*	Córrego Rola Moça°; Córrego Bálsamo°; Córrego Taboões°; Córrego Catarina°; SIN Paraopeba – Barragem Rio Manso°.
Igarapé*	Ribeirão Estiva°; SIN Paraopeba – Barragem Rio Manso°.
Inhaúma	Água subterrânea.
Itatiaiuçu*	Ribeirão Veloso°.
Itaúna	Barragem Doutor Augusto Gonçalves.
Itaverava	Córrego Vassouras.
Jeceaba	Rio Camapuã°.
Juatuba*	SIN Paraopeba – Reservatório Serra Azul°.
Lagoa Dourada	Água subterrânea.
Maravilhas	Água subterrânea.
Mário Campos*	SIN Paraopeba – Barragem Rio Manso°.
Mateus Leme*	SIN Paraopeba – Reservatório Serra Azul°.
Moeda	Ribeirão Contendas°.
Ouro Branco	Córrego Veríssimo.
Ouro Preto	Água subterrânea; Rio Nossa Senhora do Carmo; Nascente Projeto Sorria; Nascente Saramenha; Córrego Passa Dez; Nascente Água Limpa; Nascente Piedade; Mina D'Água.
Papagaios	Água subterrânea.
Pará de Minas	Água subterrânea; Córrego Paiol; Ribeirão Paivas; Ribeirão Paciência; Lagoa Luciano°.
Paraopeba	Água subterrânea; Córrego Cedro°.
Pequi	Água subterrânea; Barragem São Joanico°.
Piedade dos Gerais	Água subterrânea; Córrego Lava-Pés°.
Pompéu	Água subterrânea; Rio Pará.
Queluzito	Água subterrânea; Nascente Serra da Malhada°.

Tabela 1 – Municípios que estão na bacia hidrográfica do rio Paraopeba e os mananciais responsáveis pelo abastecimento público (ANA, 2021) (conclusão).

Município	Manancial responsável pelo abastecimento
Resende Costa	Córrego do Tejuco.
Rio Manso*	Água subterrânea.
São Brás do Suaçuí	Córrego Fazenda <sup>o</sup> ; Água subterrânea.
São Joaquim de Bicas*	SIN Paraopeba – Barragem Rio Manso <sup>o</sup> .
São José da Varginha	Água subterrânea; Represa Capão do Cavalo <sup>o</sup> .
Sarzedo*	SIN Paraopeba – Barragem Rio Manso <sup>o</sup> .
Sete Lagoas	Água subterrânea; Rio das Velhas.

Em que: \* municípios que fazem parte da Região Metropolitana de Belo Horizonte; <sup>o</sup> mananciais superficiais que fazem parte da bacia hidrográfica do rio Paraopeba.

Fonte: Adaptado de ANA (2021).

Tabela 2 – Municípios da Região Metropolitana de Belo Horizonte que são abastecidos por pelo menos um dos sistemas integrados afluentes do rio Paraopeba (ANA, 2021).

Município	Manancial responsável pelo abastecimento
Belo Horizonte	Integrado Rio das Velhas; Integrado Barreiro – Córrego Clemente; Integrado Cercadinho – Água subterrânea; SIN Paraopeba – Represa Vargem das Flores, Barragem Rio Manso e Reservatório Serra Azul <sup>o</sup> ; Integrado Catarina – Córrego Catarina <sup>o</sup> ; Integrado Ibitiré – Córrego Taboões, Córrego Rola Moça e Córrego Bálsamo <sup>o</sup> ; Integrado Morro Redondo – Córrego Fechos, Córrego Mutuca, Córrego Cercadinho e poços.
Lagoa Santa	Integrado Rio das Velhas; SIN Paraopeba – Represa Vargem das Flores, Barragem Rio Manso e Reservatório Serra Azul <sup>o</sup> ; Água subterrânea.
Matozinhos	SIN Paraopeba – Represa Vargem das Flores, Barragem Rio Manso e Reservatório Serra Azul <sup>o</sup> ; Água subterrânea.
Nova Lima	Integrado Rio das Velhas; Integrado Cercadinho – Água subterrânea; Integrado Catarina – Córrego Catarina <sup>o</sup> ; Integrado Morro Redondo – Córrego Fechos, Córrego Mutuca, Córrego Cercadinho
Pedro Leopoldo	SIN Paraopeba – Represa Vargem das Flores, Barragem Rio Manso e Reservatório Serra Azul <sup>o</sup> ; Água subterrânea.
Ribeirão das Neves	Integrado Rio das Velhas; SIN Paraopeba – Represa Vargem das Flores, Barragem Rio Manso e Reservatório Serra Azul <sup>o</sup> .
Santa Luzia	Integrado Rio das Velhas; SIN Paraopeba – Represa Vargem das Flores, Barragem Rio Manso e Reservatório Serra Azul <sup>o</sup> ; Água subterrânea.
São José da Lapa	Integrado Rio das Velhas; SIN Paraopeba – Represa Vargem das Flores, Barragem Rio Manso e Reservatório Serra Azul <sup>o</sup> ; Água subterrânea.
Vespasiano	Integrado Rio das Velhas; SIN Paraopeba – Represa Vargem das Flores, Barragem Rio Manso e Reservatório Serra Azul <sup>o</sup> ; Água subterrânea.

Em que: <sup>o</sup> mananciais que fazem parte da bacia hidrográfica do rio Paraopeba.

Fonte: Adaptado de ANA (2021).

## REFERÊNCIAS

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. **Atlas Águas:** segurança hídrica do abastecimento urbano. Brasília: ANA, 2021.