Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"
Programa Interunidades

Doutorado

Engenharia Civil e Ambiental

CAROLINA HARUE NAKAMURA

MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA E SOCIO-HIDROLOGIA:

uma abordagem integrada na bacia hidrográfica dos rios Tietê/Jacaré, Estado de São Paulo, em base ottocodificada

Bauru
2025

CAROLINA HARUE NAKAMURA

MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA E SOCIO-HIDROLOGIA:

uma abordagem integrada na bacia hidrográfica dos rios Tietê/Jacaré, Estado de São Paulo, em base ottocodificada

Tese apresentada à Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Engenharia, Bauru, para obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de Concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Henrique Ribeiro da Silva

Bauru

2025

Nakamura, Carolina Harue.
Modelagem da qualidade da água e socio-hidrologia : uma abordagem integrada na bacia hidrográfica dos rios Tietê/Jacaré, Estado de São Paulo, em base ottocodificada / Carolina Harue Nakamura. – Bauru, 2025
110 f. : il.

Tese (Doutorado)–Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Engenharia, Bauru
Orientador: Gustavo Henrique Ribeiro da Silva

1. Calibração. 2. Qualidade da água. 3. Modelo matemático. 4. Rios Tietê e Jacaré. 5. Socio-hidrologia. I. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia. II. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Bauru

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA TESE DE DOUTORADO DE CAROLINA HARUE NAKAMURA, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DA FACULDADE DE ENGENHARIA - CÂMPUS DE BAURU.

Aos 26 dias do mês de agosto do ano de 2025, às 14h, por meio de Videoconferência, realizou-se a defesa de TESE DE DOUTORADO de CAROLINA HARUE NAKAMURA, intitulada **EMPREGO DE UM MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS TIETÊ/JACARÉ, ESTADO DE SÃO PAULO, EM BASE HIDROGRÁFICA OTTOCODIFICADA** . A Comissão Examinadora foi constituída pelos seguintes membros: Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA (Orientador(a) - Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia - UNESP - Bauru, Prof. Dr. JOSÉ ANTÔNIO OLIVEIRA DE JESUS (Participação Virtual) do(a) PPGERHA / Universidade Federal do Paraná, Profa. Dra. SILENE CRISTINA BAPTISTELLI (Participação Virtual) do(a) Área de Engenharia Hidráulica / SABESP, Diretor Técnico LUIS EDUARDO GREGOLIN GRISOTTO (Participação Virtual) do(a) Companhia Brasileira de Projetos e Empreendimentos - COBRAPE, Prof. Dr. MARCIO RICARDO SALLA (Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Civil / Universidade Federal de Uberlândia. Após a exposição pela doutoranda e arguição pelos membros da Comissão Examinadora que participaram do ato, de forma presencial e/ou virtual, a discente recebeu o conceito final: APROVADO . Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelo(a) Presidente(a) da Comissão Examinadora.

Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA

gov.br Documento assinado digitalmente
GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA
Data: 27/08/2025 12:25:44-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de Bauru

PROPOSTA DE ALTERAÇÃO DO TÍTULO

A COMISSÃO EXAMINADORA PROPÕE A ALTERAÇÃO DO TÍTULO DO TRABALHO DO ALUNA: **CAROLINA HARUE NAKAMURA** DE: **"EMPREGO DE UM MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS TIETÊ/JACARÉ, ESTADO DE SÃO PAULO, EM BASE HIDROGRÁFICA OTTOCODIFICA"**

PARA:

Modelagem da Qualidade da Água e Socio-Hidrologia: Uma Abordagem Integrada na Bacia Hidrográfica dos Rios Tietê/Jacaré, Estado de São Paulo, em Base Ottocodificada

Bauru, 26 de agosto de 2025.

gov.br Documento assinado digitalmente
GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA
Data: 27/08/2025 12:25:44-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Gustavo Henrique Ribeiro da Silva
Orientador

AGRADECIMENTOS

À Deus, pelas bênçãos concedidas.

À minha família, pelo amor incondicional, apoio e incentivo para construção sólida de minha trajetória pessoal e profissional.

Ao meu orientador, Gustavo Henrique Ribeiro da Silva, pela orientação, apoio e confiança ao longo desta jornada.

Aos Doutores Silene Cristina Baptistelli, José Antônio Oliveira de Jesus, Luis Eduardo Gregolin Grisotto e Márcio Ricardo Salla pela participação na banca de defesa e pelas valiosas contribuições para a versão final deste trabalho.

Aos professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da UNESP, USP e UFPR, pela oportunidade, ensinamentos e simpatia.

À COBRAPE, em especial ao Carlos Alberto Amaral de Oliveira Pereira e ao Luis Eduardo Gregolin Grisotto, por terem proporcionado e apoiado o desenvolvimento do presente trabalho.

Ao Rui Brasil Assis, do Comitê Coordenador do Plano Estadual de Recursos Hídricos 2020-2023 (CORHI), pelo apoio e pela cessão de dados que possibilitaram a elaboração deste trabalho.

Aos amigos e colegas da COBRAPE e da UNESP, em especial ao Luiz Henrique Werneck e Claudio Evaldo de Souza Junior, pelas conversas e ideias trocadas e que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste estudo.

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

Paulo Freire

RESUMO

Os modelos de qualidade da água são ferramentas de apoio amplamente empregados na gestão dos recursos hídricos por serem capazes de fornecer uma visão ampla do sistema hídrico estudado. O Aplicativo Plano Estadual de Recursos Hídricos (APERH) é uma das ferramentas de apoio existentes para o suporte à tomada de decisões e planejamento, e foi adotado no Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH) de São Paulo 2020-2023. O APERH realiza o cálculo de balanço hídrico quantitativo e qualitativo nas 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) do estado de São Paulo, por meio de modelagem em fluxo e base georreferenciada ottocodificada, permitindo avaliar simultaneamente e/ou individualmente as relações hídricas internas às 22 UGRHIs, sendo este o único modelo matemático em que há o estabelecimento de todas as UGRHIs do estado de São Paulo. Desta maneira, o presente trabalho apresenta como objetivo principal avaliar a qualidade da água dos corpos hídricos superficiais da Bacia Hidrográfica dos Rios Tietê/Jacaré (BH-TJ), localizada na região Sudeste do Brasil, mais precisamente na porção central do estado de São Paulo, utilizando o APERH como ferramenta. O emprego de um modelo de qualidade da água especificamente para esta área de estudo é inédito e permitiu ter uma visão holística da bacia como um todo. Além disso, a carência de estudos relativos ao tema proposto foi um motivador para a elaboração deste trabalho, uma vez que a bacia vem apresentando problemas relativos à disponibilidade hídrica *per capita* e que, futuramente, podem comprometer a qualidade da água de seus corpos hídricos. Para a execução da calibração do modelo, o Rio Jacaré-Pepira foi o corpo hídrico selecionado por ser um dos corpos hídricos que apresenta um maior quantitativo de pontos monitorados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e com boa situação qualitativa no ano de 2022. O resultado da calibração mostrou que os coeficientes de desoxigenação devido à DBO carbonácea ($k_{DBO,d}$), de redução da DBO carbonácea devido à sedimentação ($k_{DBO,f}$) e de decaimento de fósforo orgânico para inorgânico ($k_{P,oi}$) estiveram no intervalo de valores típicos descritos na literatura, enquanto o coeficiente de sedimentação de fósforo orgânico ($k_{p,f}$) foi superior à faixa típica. Quando da avaliação dos ajustes das curvas estimadas pelo APERH com os dados de monitoramento da CETESB, a análise visual mostrou que a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido (OD) apresentaram ajustes satisfatórios entre os dados estimados e os do

monitoramento, enquanto o fósforo total esteve adequado em dois dos três pontos de monitoramento. Já por meio do método estatístico, observou-se que tanto DBO e OD tiveram um coeficiente de determinação (CD) positivo, indicando confiabilidade entre os dados estimados e os de monitoramento. O fósforo total apresentou CD negativo, ou seja, não houve ajuste entre os dados estimados e de monitoramento. Com os coeficientes calibrados, realizou-se uma simulação de qualidade da água para a situação do ano de 2023, aplicando-os aos demais cursos d'água da BH-TJ, cujos resultados mostraram que a qualidade da água esteve majoritariamente boa, com atendimento às respectivas classes de enquadramento. Por fim, os resultados da simulação da qualidade da água foram integrados aos aspectos sociais e institucionais da BH-TJ de modo a aplicar o conceito de socio-hidrologia para um primeiro entendimento da relação conjunta entre sociedade-água, cuja conclusão inicial foi a necessidade de aprimoramento nas articulações entre municípios e sociedade civil, além da ampliação da estrutura institucional do Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH) visando a melhoria na gestão dos recursos hídricos da região e, consequentemente, da qualidade da água.

Palavras-chave: Calibração. Qualidade da água. Modelo matemático. Rios Tietê e Jacaré. Socio-hidrologia.

ABSTRACT

Mathematical water quality modeling is a support tool widely used in the management of water resources, due to their ability to provide a comprehensive view of the studied hydrological system. The State Water Resources Plan Application (APERH) is one such support tool designed to aid decision-making and planning, and was adopted in the São Paulo State Water Resources Plan (PERH) for the 2020–2023 period. APERH performs quantitative and qualitative water balance calculations across the 22 Water Resources Management Units (UGRHIs) of the state of São Paulo, using flow modeling and an ottocoded georeferenced base. This allows for the simultaneous and/or individual assessment of internal hydrological relationships within the 22 UGRHIs, making it the only mathematical model that encompasses all UGRHIs in the state. In this way, the main objective of this study is to evaluate the water quality of surface water bodies in the Tietê/Jacaré River Basin (BH-TJ), located in the Southeast region of Brazil, specifically in the central portion of the state of São Paulo, using APERH as a tool. The application of a water quality model specifically for this study area is unprecedented and enabled a holistic view of the basin as a whole. Furthermore, the lack of studies on the proposed topic served as a motivation for this research, given that the basin has been experiencing issues related to per capita water availability, which may compromise the quality of its water bodies in the future. For model calibration, the Jacaré-Pepira River was selected due to its relatively high number of monitoring points established by the Environmental Company of the State of São Paulo (CETESB) and its favorable qualitative status in 2022. The calibration results showed that the coefficients carbonaceous deoxygeneration rate constant ($k_{BOD,d}$), rate of loss of BOD due to settling ($k_{BDO,f}$) and rate constant for the decay of organic phosphorus to dissolved phosphorus ($k_{P,oi}$) were in the range of typical values described in the literature, while organic phosphorus settling rate ($k_{p,f}$) was higher than the typical range. When comparing the estimated curves generated by APERH with CETESB's monitoring data, visual analysis showed satisfactory alignment for biochemical oxygen demand (BOD) and dissolved oxygen (DO), while total phosphorus was adequately represented at two of the three monitoring points. Statistical analysis revealed that both BOD and DO had positive coefficient of determination (CD), indicating reliability between estimated and monitored data. In contrast, total phosphorus exhibited a negative CD, suggesting a lack of fit between

estimated and monitored values. With the calibrated coefficients, a water quality simulation was conducted for the year 2023, applying the model to other watercourses within the BH-TJ. The results indicated that water quality was predominantly good, meeting the respective classification standards. Finally, the water quality simulation results were integrated with the social and institutional aspects of the BH-TJ to apply the concept of socio-hydrology, aiming for an initial understanding of the society-water relationship. The preliminary conclusion highlighted the need to improve coordination among municipalities and civil society, as well as to strengthen the institutional framework of the River Basin Committee (CBH), in order to enhance water resources management and, consequently, water quality in the region.

Keywords: Calibration. Water Quality. Mathematical Model. Rivers Tietê and Jacaré. Socio-hydrology.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Potencial de seca hídrica no mundo – estudo INPE 24
Figura 2 – Potencial de seca hídrica no mundo – estudo NCAR.....24
Figura 3 – Índice de risco de impacto para seca nos anos de 2015 e 2050.....25
Figura 4 – Balanço hídrico na BH-TJ em 2022.....29
Figura 5 – Bacia hidrográfica dos rios Tietê/Jacaré – UGRHI 13.....31
Figura 6 – Monitoramento da qualidade das águas e os resultados de IQA em 2022 32
Figura 7 – Evolução dos modelos matemáticos de qualidade da água.....34
Figura 8 – Etapas de um modelo matemático de qualidade da água.....35
Figura 9 – Resultado da aplicação do MQUAL na bacia do reservatório Billings.....40
Figura 10 – Resultados calibrados ao longo dos rios Maroon e Jarahi 41
Figura 11 – Curvas de concentração de DBO e coliformes termotolerantes em diversos cenários.....43
Figura 12 – Cargas geradas nas bacias do estudo de SSRH (2018).....44
Figura 13 – Extensão de rios brasileiros comprometidos por DBO 45
Figura 14 – Exemplo de codificação de bacias hidrográficas pelo método de Otto Pfafstetter 47
Figura 15 – Interações entre os parâmetros do modelo de qualidade da água 55
Figura 16 – Pontos de monitoramento da CETESB no rio Jacaré-Pepira.....71
Figura 17 – Diagrama esquemático do trecho calibrado do rio Jacaré-Pepira.....72
Figura 18 – Concentrações médias anuais no rio Jacaré-Pepira 80
Figura 19 – Perfis de concentração de DBO, OD e fósforo total 87
Figura 20 – Concentrações de DBO resultantes da simulação de qualidade da água 90
Figura 21 – Concentrações de fósforo total resultantes da simulação de qualidade da água 90
Figura 22 – Concentrações de OD resultantes da simulação de qualidade da água 91
Figura 23 – População na BH-TJ no período de 2017 a 2021 92
Figura 24 – Demanda de água por finalidade de uso.....93

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Faixa de valores típicos dos coeficientes de reação para diferentes parâmetros de qualidade 56
Tabela 2 – Principais equações utilizadas para a obtenção dos coeficientes de reaeração 57
Tabela 3 – Concentrações médias naturais adotadas na BH-TJ, baseada no ponto JPEP03150, no rio Jacaré-Pepira no ano de 2022 65
Tabela 4 – Vazões de referência na UGRHI 13 - TJ 66
Tabela 5 – Coeficientes de exportação de origem difusa 68
Tabela 6 – Coeficientes adotados inicialmente no modelo (base a 20ºC) 70
Tabela 7 – Informações dos pontos de monitoramento no Rio Jacaré-Pepira 71
Tabela 8 – Padrões de qualidade da água para as classes de enquadramento 76
Tabela 9 – Classificação de IQ DBO e IQ fósforo total 77
Tabela 10 – Dados de monitoramento da CETESB no rio Jacaré-Pepira 79
Tabela 11 – Características físicas do rio Jacareí-Pepira 81
Tabela 12 – Características físico-químicas do rio Jacareí-Pepira 81
Tabela 13 – Características físico-químicas dos afluentes do rio Jacaré-Pepira 82
Tabela 14 – Características das captações existentes no rio Jacaré-Pepira 82
Tabela 15 – Parâmetros de qualidade da água calibrados 83
Tabela 16 – Média dos índices de abastecimento de água e esgotamento sanitário na BH-TJ 92
Tabela 17 – Parâmetros de qualidade da água obtidas no modelo APERH 95

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Tipos de modelos matemáticos de qualidade da água.....36
Quadro 2 – Modelos matemáticos de qualidade da água utilizados no mundo 37
Quadro 3 – Instrumentos de gestão vigentes na BH-TJ.....96

LISTA DE SIGLAS E ABREVIAÇÕES

ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
APERH	Aplicativo Plano Estadual de Recursos Hídricos
BH-TJ	Bacia Hidrográfica dos Rios Tietê/Jacaré
CBH	Comitê de Bacia Hidrográfica
CBH-TJ	Comitê de Bacia Hidrográfica dos Rios Tietê/Jacaré
CD	Coeficiente de determinação
CDHU	Companhia de Desenvolvimento Habitacional e Urbano
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CNAE	Classificação de Atividades Econômicas 2.0
CNARH	Cadastro Nacional dos Usuários de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FUNARBE	Fundação Arthur Bernardes
GRG	Gradiente Reduzido Generalizado
HEC-RAS	*Hydrologic Engineering Center's River Analysis System*
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IQA	Índice de Qualidade das Águas
IQ	Índice de Criticidade Qualitativa
ISR	Índice de Criticidade Quantitativa
k_a	Coeficiente de reaeração
$k_{DBO,d}$	Coeficiente de desoxigenação devido a DBO carbonácea
$k_{DBO,f}$	Coeficiente de redução da DBO carbonácea devido à sedimentação
$k_{OD,d}$	Coeficiente de demanda de oxigênio pelo sedimento
$k_{P,oi}$	Coeficiente de decaimento de fósforo orgânico para inorgânico
$k_{P,f}$	Coeficiente de sedimentação de fósforo orgânico
$k_{P,s}$	Coeficiente de aporte de fósforo inorgânico por organismos bentônicos

LabSid	Laboratório de Sistemas de Suporte a Decisões em Engenharia Ambiental e de Recursos Hídricos
MCTI	Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação
MQUAL	Modelo Correlação Uso do Solo / Qualidade da Água
NCAR	*National Center of Atmospheric Research*
OD	Oxigênio Dissolvido
OECD	*Organisation for Economic Co-operation and Development*
ONS	Operador Nacional do Sistema Elétrico
PER	Pressão-Estado-Resposta
PERH	Plano Estadual de Recursos Hídricos
pH	Potencial hidrogeniônico
$P_{orgânico}$	Fósforo orgânico
$P_{inorgânico}$	Fósforo inorgânico
Ptotal	Fósforo total
$Q_{7,10}$	Vazão mínima referente a 7 dias consecutivos com período de recorrência de 10 anos
$Q_{95\%}$	Vazão mínima esperada em 95% do tempo
SIMA	Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SINISA	Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico
SSRH	Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos do Estado de São Paulo
SWAT	*Soil and Water Assessment Tool*
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos
UHE	Usina Hidrelétrica
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e a Cultura
UNRIC	*United Nations Regional Information Centre for Western Europe*
U.S. EPA	*United States Environmental Protection Agency*
WASP	*Water Quality Analysis Simulation Program*

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 18
2 OBJETIVOS 22
2.1 OBJETIVOS GERAIS 22
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 22
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 23
3.1 CONTEXTO GERAL 23
3.2 BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS TIETÊ/JACARÉ 29
3.2.1 Qualidade da água da bacia dos rios Tietê/Jacaré 31
3.3 MODELOS MATEMÁTICOS DE QUALIDADE DA ÁGUA 33
3.3.1 Modelos matemáticos de qualidade da água como ferramenta de apoio à gestão 37
3.3.2 Base hidrográfica ottocodificada 46
3.3.3 Aplicativo do Plano Estadual de Recursos Hídricos 2020-2023 (APERH) 48
3.3.4 Parâmetros de qualidade da água para a calibração do modelo 53
3.4 SOCIO-HIDROLOGIA 57
4 MATERIAIS E MÉTODOS 62
4.1 MATERIAIS EMPREGADOS 62
4.1.1 Modelo APERH 63
4.2 MÉTODO DE PESQUISA 63
4.2.1 Balanço hídrico quantitativo e qualitativo 63
4.2.2 Calibração do modelo matemático 70
4.2.3 Avaliação do ajuste do modelo 74
4.2.4 Simulação de qualidade da água na BH-TJ e análise dos resultados 75
4.2.5 Aplicação do conceito de socio-hidrologia na BH-TJ 76
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 78
5.1 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA NO RIO JACARÉ-PEPIRA 78
5.2 BALANÇO HÍDRICO QUANTITATIVO E QUALITATIVO 81
5.3 CALIBRAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA 83
5.4 AVALIAÇÃO DO AJUSTE DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA 85
5.5 SIMULAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA NA BH-TJ 88
5.6 APLICAÇÃO DO CONCEITOS DE SOCIO-HIDROLOGIA NA BH-TJ 91
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 98
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 100

1 INTRODUÇÃO

O risco de uma crise hídrica mundial para as próximas décadas é cada vez mais iminente, sendo agravada diretamente às desigualdades sociais, à carência de manejo e usos sustentáveis dos recursos naturais, à crescente incidência de secas extremas e prolongadas e, consequente pressão aos ecossistemas, entre outros (UNESCO, 2023a; CETESB, s.d.).

Em âmbito global, o uso da água vem aumentando cerca de 1% ao ano desde a década de 1980 (AQUASTAT, s.d. *apud* UNESCO, 2023a), estando concentrada em países de baixa e média rendas, impulsionado pelo crescimento populacional desordenado (RITCHIE e ROSER, 2017 apud UNESCO, 2023a). Como consequência, são gerados impactos de estresse hídrico local, em função dos baixos níveis de tratamento das águas residuais e cargas provenientes da atividade agrícola, e o comprometimento da qualidade da água dos corpos hídricos.

Por estes motivos, UNESCO (2023a) recomenda a necessidade de estabelecimento de mecanismos internacionais fortes, com a gestão dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos transfronteiriços de maneira a garantir a segurança hídrica.

Como exemplo da cooperação internacional estão os “fundos de água” ou “*water funds*”, que são esquemas de financiamento que reúnem usuários a jusante para investir coletivamente na proteção do habitat a montante e no manejo de terras agrícolas para a melhora da qualidade e da quantidade da água. Os fundos de água foram introduzidos em Monterrey, no México, em 2013, com os quais houve a manutenção da qualidade da água, redução de eventos de inundação, melhoria da infiltração da água no solo, e reabilitou *habitats* naturais. Abordagens semelhantes tiveram êxito na África Subsaariana, incluindo a Bacia Hidrográfica do Rio Tana-Nairobi, que fornece água doce para Nairobi e eletricidade para o Quênia (UNESCO, 2023b).

Já em âmbito nacional, o Brasil possui uma das maiores reservas de água doce do mundo, apresentando uma produção hídrica em torno de 251 mil $m^3.s^{-1}$, o que corresponde a 53% da água do continente sul-americano e 12% do total mundial (OECD, 2015; ALMEIDA, 2022, OLAS, 2023). Entretanto, 80% da produção hídrica está concentrada em apenas três das 12 regiões hidrográficas brasileiras - Amazonas,

Paraná e São Francisco -, que cobrem 72% do território nacional (REBOUÇAS, 2006), enquanto as demais carecem de água disponível de boa qualidade.

Apesar da abundância de água doce na região hidrográfica do Paraná, a região Sudeste do país, inserida nos seus limites, vem enfrentando uma situação de escassez hídrica em função do forte dinamismo econômico e populacional e dos impactos provocados pelas mudanças climáticas, vivenciado especialmente no estado de São Paulo, que recentemente foi assolado por uma crise hídrica (SORIANO *et al*., 2016; SLATER, 2019; OLAS, 2023). Com isso, foi intensificada a implantação de ações estruturais para resiliência dos mananciais voltados, principalmente, para abastecimento público, e a elaboração de programas e planos que considerassem as especificidades e as fragilidades hídricas das bacias hidrográficas do estado, bem como a implementação de instrumentos para a gestão dos recursos hídricos que buscassem, entre os diversos assuntos relacionados aos recursos hídricos, o atendimento ao enquadramento dos corpos d'água e de um monitoramento contínuo quali-quantitativo (SIMA, 2020).

Neste sentido, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei Federal nº 9.433 (BRASIL, 1997), estabelece diversos instrumentos de gestão dos recursos hídricos e para que sejam efetivos e alcancem as metas planejadas, é importante a utilização de ferramentas que forneçam o suporte à tomada de decisões da melhor forma possível. Ademais, o estado de São Paulo definiu, por meio da Lei Estadual nº 7.663 (SÃO PAULO, 1991), a sua Política Estadual de Recursos Hídricos, com estabelecimento de normas para o seu desenvolvimento, bem como para o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SigRH). Dentre os princípios da Política Estadual estão a adoção da bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento e gerenciamento e a instituição de instrumentos que auxiliem na gestão dos recursos hídricos de forma descentralizada, participativa e integrada (plano estadual de recursos hídricos, outorga e cobrança pelo uso de recursos hídricos).

Com isso, entende-se que os modelos matemáticos são ferramentas que podem assistir na gestão e no planejamento dos recursos hídricos e vêm sendo empregados largamente no Brasil e no mundo, por serem capazes de fornecer um panorama da situação atual e possibilitam a análise futura de uma bacia hidrográfica (JESUS, *et al*., 2017; MUNAR-SAMBONÍ *et al*., 2021).

Seguindo a recomendação da UNESCO (2023a), mencionada anteriormente, diversos estudos foram e/ou estão sendo desenvolvidos em todo o mundo e utilizaram os modelos matemáticos de qualidade da água como ferramenta de apoio para avaliação da influência de fatores que podem impactar a qualidade da água, como aporte de esgotos doméstico e industrial e cargas difusas, com a realização de simulações considerando diferentes cenários, que proveram informações que permitiam subsidiar a melhor tomada de decisões para os objetivos traçados para a região e/ou bacia hidrográfica estudada.

Diversos estudos adotaram modelos matemáticos de qualidade da água como ferramenta para analisar os impactos de uma determinada intervenção em uma bacia hidrográfica na qualidade da água, sendo alguns deles mencionados brevemente na sequência: Baptistelli *et al*. (2023), que avaliaram a influência das obras realizadas em esgotamento sanitário pelo Programa Novo Rio Pinheiros na hidrologia, hidráulica e qualidade da água dos corpos hídricos que compõem a bacia do rio Pinheiros, em São Paulo; Nakamura *et al*. (2023), que estudaram as intervenções propostas de implantação em infraestrutura em saneamento pelo Programa de Recuperação Socioambiental da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings; Obin *et al*. (2021), que forneceram subsídios para melhoria da qualidade da água para o órgão ambiental na China; Munar-Samboní *et al*. (2021), que investigaram a influência do regime de maré e da descarga na qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio Maruim, Santa Catarina; SIMA (2020), que elaborou subsídios para o Plano Estadual de Recursos Hídricos para os anos de 2020 a 2023; NOH e AHN (2019), que avaliaram o coeficiente de desoxigenação devido à DBO carbonácea ($k_{DBO,d}$) para o Plano de Retificação do Córrego Hwangguji, na Coreia do Sul; SSRH (2018), que desenvolveu planos de desenvolvimento e proteção ambiental para nove sub-bacias hidrográficas da Região Metropolitana de São Paulo para subsidiar a tomada de decisões em cada uma delas; e ANA (2017a), que contemplou um amplo diagnóstico e cenários prognósticos sobre o esgotamento sanitário em âmbito nacional, com destaque nas suas implicações na qualidade da água dos corpos hídricos receptores.

Seguindo o contexto do emprego de modelos matemáticos de qualidade da água em uma bacia hidrográfica, o intuito deste trabalho foi utilizar o Aplicativo do Plano Estadual de Recursos Hídricos (APERH), desenvolvido no Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH) de São Paulo 2020-2023 (SIMA, 2020), na Bacia

Hidrográfica dos Rios Tietê/Jacaré (BH-TJ), localizada na região Sudeste do Brasil, na porção central do estado de São Paulo. O emprego de um modelo de qualidade da água especificamente para esta área de estudo é inédito e permitiu ter uma visão holística da bacia como um todo. Além disso, a carência de estudos relativos ao tema proposto foi um motivador para a elaboração deste trabalho, uma vez que a bacia vem apresentando problemas relacionados à redução da disponibilidade hídrica ao longo dos últimos anos em três das seis sub-bacias da BH-TJ (rios Jacaré-Guaçu, Jaú e Lençóis), assim como aportes elevados de cargas provenientes de efluente doméstico e de agrotóxicos e fertilizantes na região. Ao longo do tempo, esses fatores podem comprometer a qualidade da água de seus corpos hídricos, principalmente quanto às suas capacidades de autodepuração.

Ainda, a aplicação do modelo de qualidade da água na BH-TJ pode auxiliar na recomendação dada pelo CBH-TJ (2023) para que seja realizada uma gestão dos recursos hídricos integrada e adequada, dado que este tipo de ferramenta ainda não foi empregado especificamente para essa bacia hidrográfica. Dentre exemplos exitosos realizados no próprio estado de São Paulo e que utilizaram modelos matemáticos para o gerenciamento dos recursos hídricos podem-se citar os Planos de Desenvolvimento e Proteção Ambiental das Bacias dos reservatórios Guarapiranga e Billings, localizados na Região Metropolitana de São Paulo (SSRH, 2018), o Plano de Bacia Hidrográfica dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (CBH-PCJ, 2020), que abrange as Regiões Metropolitanas de Campinas, Jundiaí e Piracicaba, além da Região Bragantina, e o estudo para segurança hídrica da Macrometrópole Paulista, que abriga 176 municípios paulistas e quatro municípios mineiros (Nakamura *et al*., 2025), entre outros. Já em outros continentes, os países da União Europeia utilizam modelos matemáticos para apoio ao cumprimento de metas da *Water Framework Directive* (WFD). Na Oceania, os modelos matemáticos de qualidade da água também são empregados para promover uma avaliação, gerenciamento e monitoramento adequados dos recursos hídricos tanto da Austrália, quanto da Nova Zelândia (EPA SA, 2000; NSW GOVERNMENT, 2025).

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVOS GERAIS

Analisar a qualidade da água dos corpos hídricos superficiais da Bacia Hidrográfica dos Rios Tietê/Jacaré (BH-TJ), localizada na região central do estado de São Paulo, por meio da aplicação de um modelo matemático de qualidade da água — o Aplicativo do Plano Estadual de Recursos Hídricos (APERH), adotado no Plano Estadual de Recursos Hídricos de São Paulo (2020–2023) — como ferramenta de suporte à gestão ambiental integrada da bacia.

Integrar aspectos sociais e institucionais com os resultados do modelo matemático para obter uma primeira impressão da aplicação da socio-hidrologia para a melhoria da qualidade ambiental da BH-TJ.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- **Calibrar os parâmetros de qualidade da água no modelo APERH** com base em dados históricos da rede de monitoramento da CETESB, visando à adequada representação dos processos de transporte e transformação de poluentes na BH-TJ;
- **Validar o desempenho do modelo calibrado**, comparando os resultados simulados com os dados observacionais da CETESB, por meio de análises gráficas e da aplicação de métricas estatísticas, como o coeficiente de determinação (R^2);
- **Aplicar os coeficientes calibrados aos demais corpos hídricos da BH-TJ**, permitindo a simulação espacialmente distribuída da qualidade da água em escala de bacia hidrográfica;
- **Comparar os resultados das simulações com os padrões de qualidade definidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005**, considerando as classes de enquadramento vigentes para os trechos fluviais avaliados;
- **Explorar o conceito de socio-hidrologia na BH-TJ**, buscando integrar, ainda que de forma preliminar, aspectos sociais e institucionais aos processos de modelagem da qualidade da água, com vistas à construção de uma abordagem mais holística da gestão hídrica.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 CONTEXTO GERAL

Em tempos de incertezas climáticas e as recentes crises hídricas, a garantia do abastecimento de água de boa qualidade é um dos principais desafios para a sustentabilidade urbana e ambiental. No contexto mundial, há iminência de risco de crise global por escassez de água[1], principalmente nos países de baixa e média rendas. A escassez sazonal da água pode se tornar frequente na América do Sul, assim como em países de outros continentes e tende a aumentar até o ano de 2050.

Na Figura 1 está ilustrado o potencial de seca previsto para o ano de 2021, resultado de um estudo realizado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) para um período de 40 anos, onde as manchas mais escuras representam a predominância de escassez hídrica nos continentes (MCTI, 2022). Situação semelhante, representada na Figura 2, foi observada pelo estudo feito pela *National Center for Atmospheric Research* (NCAR), em que foi considerado um período de 30 anos de análise (NCAR, 2018).

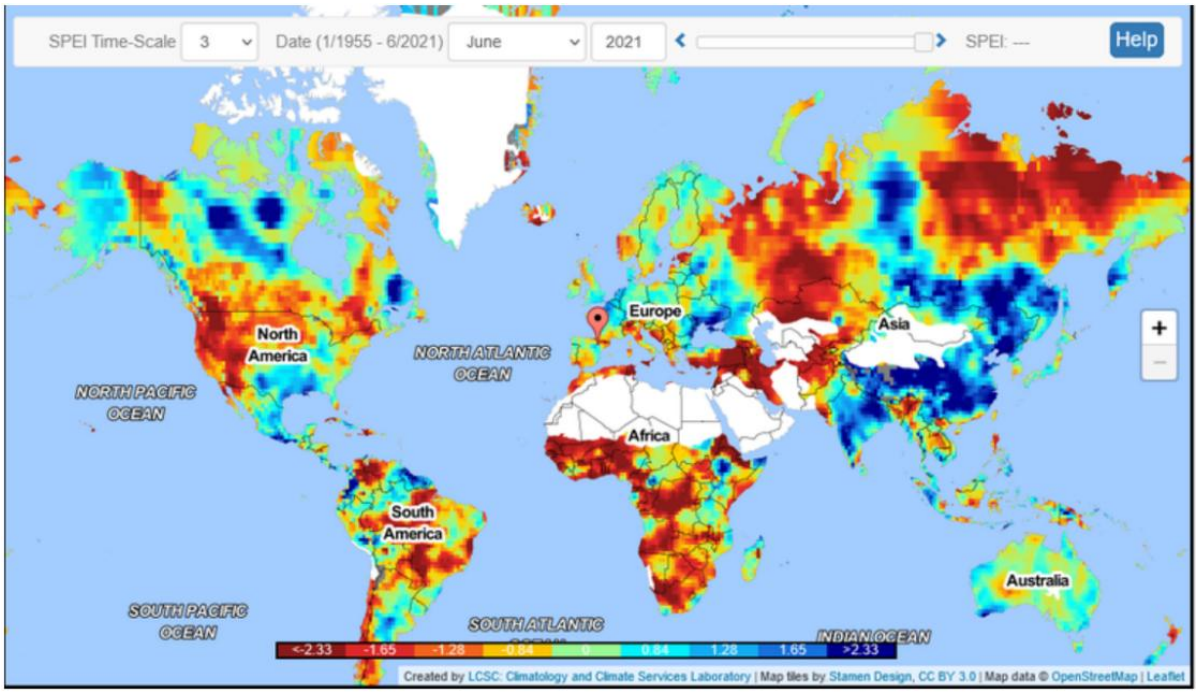
Tal afirmação é corroborada pela crise hídrica[2] ocorrida no continente europeu em 2022, em que houve redução da pluviosidade e fortes ondas de calor provocadas pelas mudanças climáticas e, como consequência, ocorreu o racionamento do uso de água por consumo excessivo deste recurso (UNRIC, 2019; UNESCO, 2023a).

---

[1] Segundo Castro *et al.* (2019), escassez hídrica é definida como *"o desequilíbrio entre a disponibilidade de água e a sua demanda, aspectos que variam de acordo com as condições da região estudada. Esse desequilíbrio entre demanda e disponibilidade pode considerar apenas o aspecto quantitativo (escassez física), ..., ou abranger aspectos de qualidade da água (uso degradativo) e acesso da população à água..."*

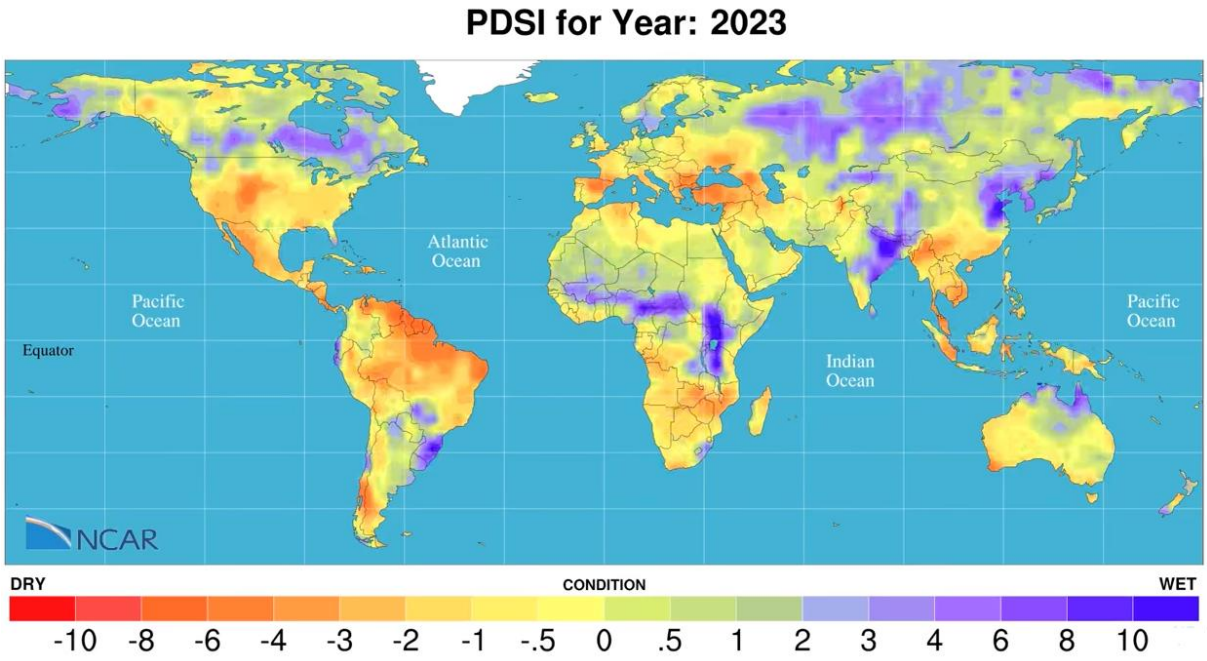
[2] ANA (2022) menciona que as crises hídricas são causadas por um conjunto de fatores que vão desde causas naturais (variabilidade sazonal e interanual nos padrões de chuvas), até causas antrópicas (mudanças climáticas globais e aspectos políticos e socioeconômicos). Elas podem ser provocadas por secas ou cheias, e geram impactos socioeconômicos e ambientais, como os usos múltiplos da água, com prejuízos no abastecimento públicos e na produção agropecuária.

Figura 1 – Potencial de seca hídrica no mundo – estudo INPE



Fonte: MCTI (2022)

Figura 2 – Potencial de seca hídrica no mundo – estudo NCAR

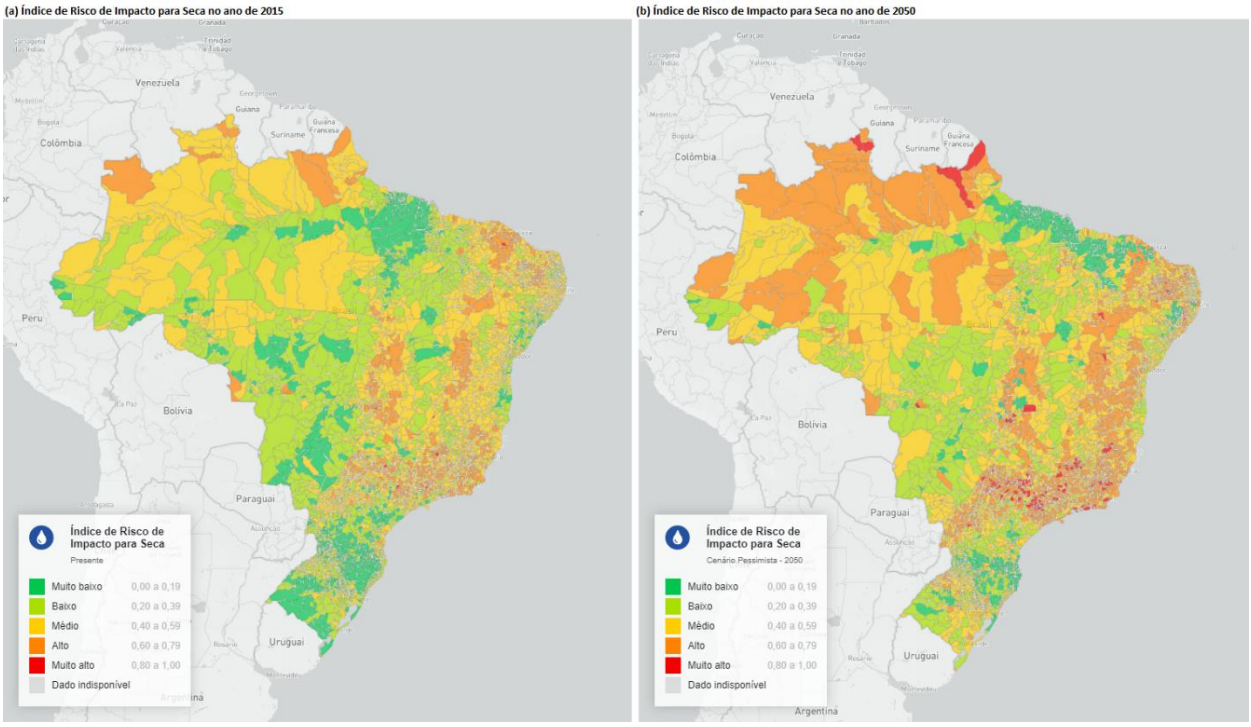


Fonte: NCAR (2018)

O Brasil, apesar de possuir uma das maiores reservas de água doce do mundo, vem sofrendo com a escassez hídrica em regiões em que a produção hídrica é elevada, com 80% do volume concentrado em três das 12 regiões hidrográficas brasileiras – Amazonas, Paraná e São Francisco (REBOUÇAS, 2006).

Na Figura 3 é possível observar o risco de impacto para a seca nas regiões mencionadas, considerando a situação atual (2015) e o cenário prognóstico (2050), considerando os dados constantes no Sistema de Informações e Análises sobre Impactos das Mudanças Climáticas (AdaptaBrasil), uma plataforma desenvolvida pelo INPE em parceria com Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI). Esta plataforma visa a consolidação, integração e disseminação de informações que possibilitem o avanço das análises dos impactos da mudança do clima, observados e projetados no território nacional.

Figura 3 – Índice de risco de impacto para seca nos anos de 2015 e 2050



Fonte: AdaptaBrasil (2023)

Na região do Sudeste do Brasil, por exemplo, em especial o estado de São Paulo, em função das últimas crises hídricas vivenciadas, intensificou-se a implantação de ações estruturais para resiliência dos mananciais voltada, principalmente, para abastecimento público, e a elaboração de programas e planos que considerassem as especificidades e as fragilidades hídricas das bacias hidrográficas do estado, bem como a implementação de instrumentos para a gestão dos recursos hídricos que buscassem, entre os diversos assuntos relacionados aos recursos hídricos, o atendimento ao enquadramento dos corpos d'água e de um monitoramento contínuo quali-quantitativo (CARMO e ANAZAWA, 2017; SIMA, 2020; ANA, 2022).

Com a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei Federal nº 9.433 (BRASIL, 1997), os órgãos competentes passaram a elaborar planos, programas e projetos, criar e intensificar a atuação de Comitês de Bacia Hidrográfica, estabelecer monitoramento periódico e contínuo dos recursos hídricos para que seja possível verificar o enquadramento dos corpos d'água em classes, entre outros instrumentos, tendo como intuito assegurar a atual e as futuras gerações a disponibilidade de água em padrões de qualidade aos respectivos usos.

No estado de São Paulo, um importante instrumento de gestão implementado é o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SigRH), regulamentado pela Lei Estadual nº 7.663 (SÃO PAULO, 1991) e atualizado pela Lei Estadual nº 16.337 (SÃO PAULO, 2016), que, por sua vez, estabelece a bacia hidrográfica como referência de planejamento e gerenciamento de recursos hídricos.

O SigRH possui como princípio uma administração descentralizada, participativa e integrada, visando o fortalecimento da sustentabilidade dos recursos hídricos e asseguramento dos padrões de quantidade e qualidade da água satisfatórios à população. A base do SIGRH está embasada em três instâncias interdependentes, cuja articulação depende do sucesso de programas e ações em recursos hídricos, saneamento, meio ambiente e nas relações intersetoriais. As instâncias do SigRH são o Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH), que considera os planos de bacia elaborados pelos 21 Comitês de Bacia Hidrográfica e é também um instrumento de gestão estabelecido por São Paulo (2016); o Fundo Financeiro, composto pelo Fundo Estadual de Recursos Hídricos (FEHIDRO); e os órgãos colegiados consultivos e deliberativos, compostos pelos representantes de órgãos estadual e municipais e sociedade civil (SIMA, 2021).

Para que os instrumentos de gestão sejam efetivos e alcancem as metas planejadas, considera-se importante a utilização de ferramentas de apoio que forneçam o suporte à tomada de decisões da melhor forma possível. O modelo matemático de qualidade é uma dessas ferramentas que pode auxiliar no gerenciamento dos recursos hídricos, por ser capaz de expressar matematicamente diferentes processos envolvidos no corpo d'água, fornecer uma visão da situação atual e possibilitar a análise futura de uma bacia hidrográfica (MARTIN e AYESA, 2010 *apud* FRAGA, 2015; JESUS, *et al.*, 2017; MUNAR-SAMBONÍ *et al.*, 2021).

Ademais aos instrumentos estabelecidos na legislação e diante da variabilidade climática que se observa em todo o mundo, é importante buscar abordagens adaptativas que considerem tanto os aspectos humanos quanto os naturais dos sistemas hídricos. Nesse sentido, a socio-hidrologia pode ser adotada como uma abordagem adaptativa, pois permite considerar ambos os aspectos, oferecendo uma perspectiva integradora e possibilitando a formulação de políticas que mitigam os impactos das mudanças climáticas e promovem uma gestão sustentável dos recursos hídricos a longo prazo.

Em resumo, a socio-hidrologia combina os princípios da hidrologia e das ciências sociais em busca do entendimento da influência das ações antrópicas no ciclo hidrológico e, reciprocamente, do impacto dos eventos hidrológicos nas ações e comportamento humano. Isso permite o desenvolvimento de políticas e práticas para uma gestão sustentável e equitativa dos recursos hídricos (SIVAPALAN *et al.*, 2012; VANELLI e KOBIYAMA, 2019; OLIVEIRA, 2021).

Ao longo dos últimos anos, diversos estudos abordaram a socio-hidrologia para compreensão das interações entre uma bacia hidrográfica e sociedade, como Almeida *et al*. (2024), que realizaram uma análise crítica conjunta dos conceitos de soluções baseadas na natureza, enquadramento dos corpos d'água e socio-hidrologia na gestão de bacias urbanas; Nakamura *et al.* (2023), que avaliaram os impactos das ações de revitalização urbana, habitação e recuperação ambiental realizadas na Bacia do Reservatório Billings, em São Paulo; Silva e Porto (2020), que trataram da requalificação de rios urbanos e indicaram a importância da ampla participação da sociedade para o sucesso dos programas voltados para a revitalização, revitalização e recuperação dos corpos d'água; Buarque *et al.* (2020) e Ferdous *et al.* (2020), que focaram nas inundações em um município paulista e em Bangladesh,

respectivamente; Ward *et al.* (2020) e Wens *et al.* (2019), que abordaram nas causas provocadas pelas secas; entre outros.

Nesse sentido, o Comitê da Bacia Hidrográfica do Tietê/Jacaré (CBH-TJ), no ano de 2022, apontou que a Bacia Hidrográfica dos Rios Tietê/Jacaré (BH-TJ), localizada na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI 13) e na região central do estado de São Paulo, vem apresentando ao longo dos anos uma redução na disponibilidade hídrica superficial *per capita* em função do crescimento populacional dos municípios que a compõem.

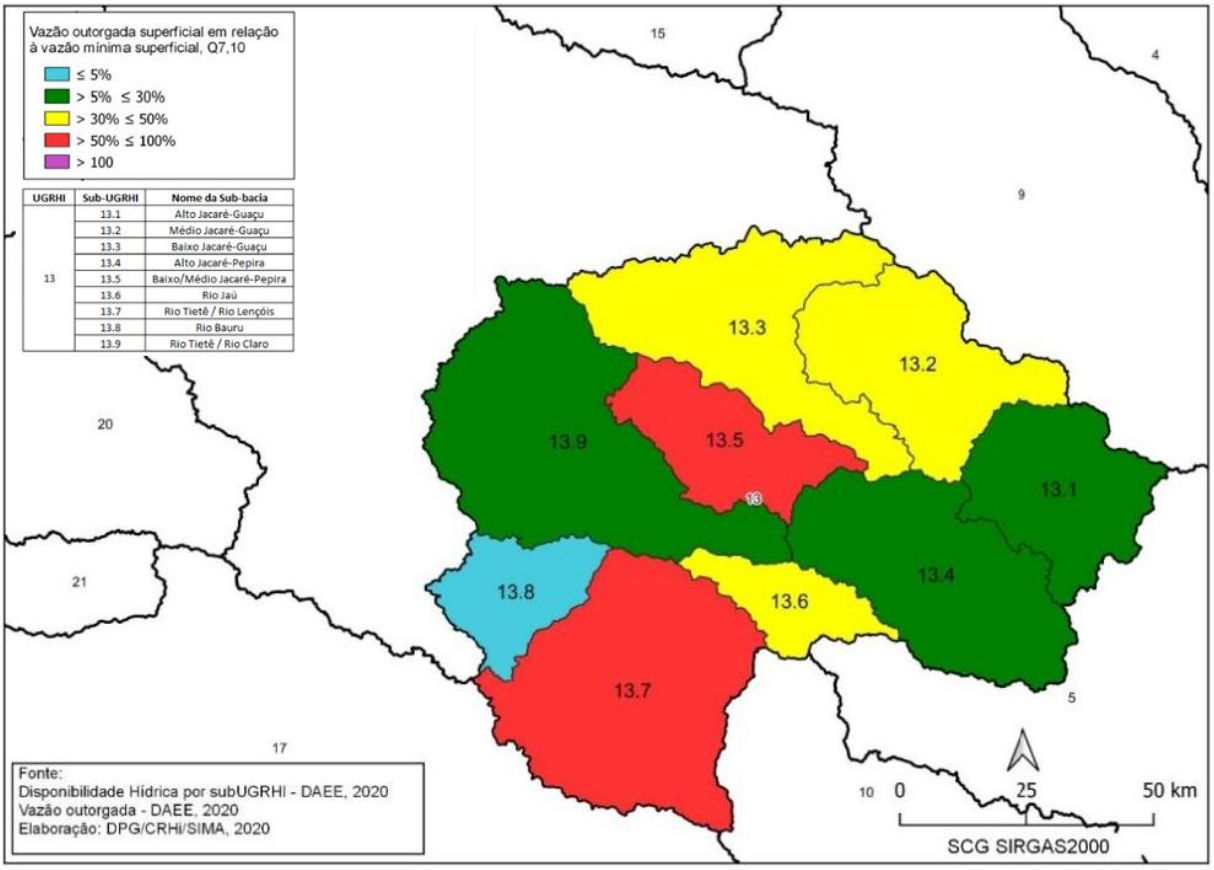
Tal situação é corroborada pelo balanço hídrico quantitativo, em que a vazão outorgada em relação a $Q_{95\%}$ foi de 77,8% em 2022, valor este classificado como crítico. Considerando outras vazões de referência, o balanço hídrico para a vazão outorgada em relação a vazão média foi de 40,1%, enquanto para a $Q_{7,10}$, o percentual encontrado foi de 65,3% (CBH-TJ, 2023).

Das nove Sub-Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Sub-UGRHI) que integram a BH-TJ, a do Médio e Baixo Jacaré-Guaçu e a do Rio Jaú encontram-se em situação regular. Já a do Rio Tietê / Rio Lençóis e a do Médio/Baixo Jacaré-Pepira, apresentam condição crítica, próxima a um quadro de estresse hídrico (CBH-TJ, 2023). Na Figura 4 está ilustrado o balanço hídrico da BH-TJ para a $Q_{7,10}$ no ano de 2022.

Mesmo com a redução da quantidade de água disponível para múltiplos usos, somada a elevados aportes de carga orgânica remanescente do esgoto doméstico e do uso de agrotóxicos e fertilizantes nas sub-bacias da BH-TJ, a capacidade de diluição dos corpos hídricos ainda não está sendo afetada, conforme descrito no item 3.2.1. Entretanto, há uma recomendação do CBH-TJ (2023) que seja realizado um planejamento para que a qualidade das águas da bacia não seja prejudicada, bem como um estudo para levantamento dos principais agrotóxicos utilizados na UGRHI 13 e a identificação de corpos hídricos vulneráveis à contaminação.

Com o conhecimento dessas informações, é possível utilizar um modelo matemático de qualidade da água na BH-TJ para que se possa compreender a situação dos corpos d'água e aplicar o conceito da socio-hidrologia para iniciar as discussões sobre a influência da interação sociedade-água na bacia em estudo.

Figura 4 – Balanço hídrico na BH-TJ em 2022



Fonte: CBH-TJ (2023)

3.2 BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS TIETÊ/JACARÉ

A área de estudo selecionada para o desenvolvimento deste trabalho foi a Bacia Hidrográfica dos Rios Tietê/Jacaré (BH-TJ), localizada na região Sudeste do Brasil, na porção central do estado de São Paulo, entre as coordenadas geográficas 21º37'- 22º51' S e 49º32' - 47º30' O, compondo a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 13, uma das 22 UGRHIs definidas pela Lei Estadual nº 16.337 (SÃO PAULO, 2016).

A BH-TJ limita-se a leste com a UGRHI 05 – Piracicaba/Capivari/Jundiaí, a nordeste com a UGRHI 09 – Mogi Guaçu, a sudeste com a UGRHI 10 – Sorocaba/Médio Tietê, ao norte e noroeste com a UGRHI 16 – Tietê/Batalha, e a sudoeste com a UGRHI 17 – Médio Paranapanema. A sua área abrange 34 municípios, sendo que 15 deles estão integralmente inseridos na bacia.

A população residente na BH-TJ é de 1.607.591 habitantes ou 3,6% da população total do estado de São Paulo, nos quais 96,5% vivem nas áreas urbanas.

As principais atividades econômicas exercidas na bacia são relacionadas à agroindústria, com destaque para as indústrias de açúcar, álcool e processamento de cítricos (CBH-TJ, 2023; SIMA, 2020).

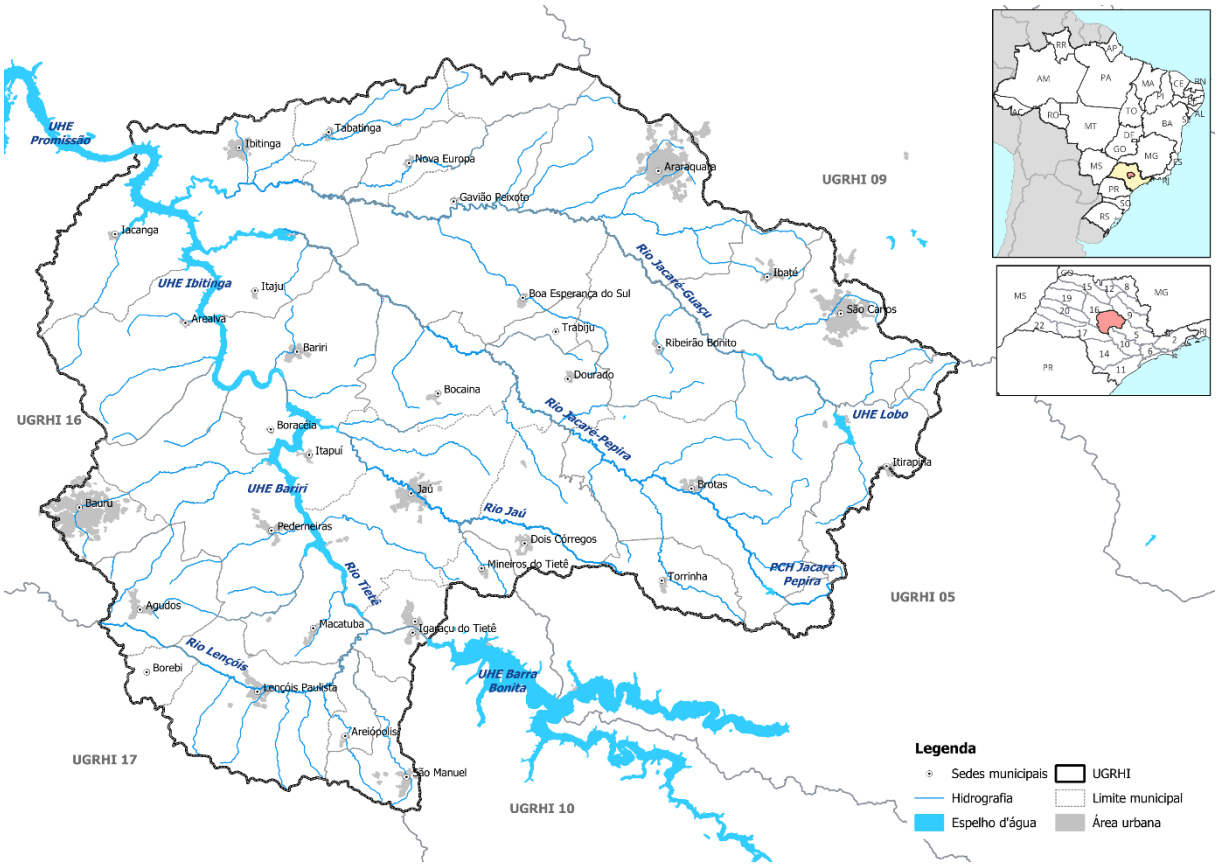
A BH-TJ é composta por seis sub-bacias de cursos d'água afluentes do Rio Tietê, compreendendo os trechos entre as Usinas Hidrelétricas (UHE) de Barra Bonita e Ibitinga, em uma extensão de 150 km. Sua área de drenagem é de 11.749 km^2 e os principais corpos hídricos são, pela margem direita, os rios Jacaré-Pepira, Jacaré-Guaçu e Jaú, e, pela margem esquerda, os rios Bauru e Lençóis, além dos reservatórios de Bariri, Ibitinga e Lobo, e do Rio Tietê, que atravessa a área central da bacia e drena toda a sua porção oeste. (TUNDISI *et al.*, 2008*;* CBH-TJ, 2023).

Ademais os recursos hídricos superficiais, a BH-TJ possui três sistemas aquíferos - Guarani, Bauru e Serra Geral -, que, juntos respondem por cerca de 50% da demanda de água para abastecimento público da bacia. As zonas de recarga do aquífero Guarani, o mais importante da região, são coincidentes com 39,7% da área total da bacia, e requerem atenção especial na gestão dos recursos hídricos em seus entornos para que não ocorra contaminação do lençol freático por poluentes (CBH-TJ, 2023).

No que tange à disponibilidade hídrica *per capita* - vazão média em relação à população total, a bacia hidrográfica encontra-se em alerta de criticidade de acordo com a referência estabelecida pela ONU em 2003 e adaptada pela Coordenadoria de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo em 2010 (SIMA, 2020), ou seja, os valores de disponibilidade estiveram na faixa de ≥ 1.500 e < 2.500 $m^3.hab^{-1}.ano^{-1}$ e, a cada ano, há uma redução progressiva da quantidade de água disponível por habitante em função do crescimento populacional, a uma taxa geométrica anual de 0,697% (SIMA, 2020; CBH-TJ, 2023).

Na Figura 5 está destacada a localização da Bacia Hidrográfica dos Rios Tietê/Jacaré no Brasil e no estado de São Paulo e, internamente aos limites da BH-TJ, está apresentada a sua hidrografia, os reservatórios, e os municípios que a compõe e suas respectivas áreas urbanas.

Figura 5 – Bacia hidrográfica dos rios Tietê/Jacaré – UGRHI 13



Fonte: Elaborado pela autora (2022)

3.2.1 Qualidade da água na bacia dos rios Tietê/Jacaré

A qualidade das águas da BH-TJ é monitorada pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) em 16 pontos de monitoramento alocados em 11 rios e reservatórios.

A avaliação da qualidade da água pode ser realizada por índices específicos calculados pela CETESB, dentre eles, o Índice de Qualidade das Águas (IQA), que engloba nove parâmetros químicos e biológicos, para os quais são atribuídos diferentes pesos, e é capaz de fornecer um panorama geral da situação qualitativa dos corpos hídricos, podendo indicar a existência de lançamentos de efluentes domésticos e industriais e outras fontes difusas de poluição (ANA, 2022; CETESB, 2023).

Na Figura 6 estão ilustrados os pontos de monitoramento e respectivos resultados de IQA no ano de 2022. Por ela, é possível observar que, de um modo geral, os corpos hídricos apresentaram boa condição qualitativa durante o período

considerado, sendo as exceções o Ribeirão Grande (RGRA02990) e Rio Monjolinho (MONJ04400). Ambos os corpos d'água apresentaram classificação "ruim", influenciados pelas elevadas concentrações de fósforo total, nitrogênio total, carbono orgânico total[3] e *Escherichia coli*, além da detecção de alta atividade estrogênica no Rio Monjolinho. Tal classificação indica que pode haver aporte de esgoto doméstico com e sem tratamento e de fontes difusas (fertilizantes e agrotóxicos) diretamente aos corpos hídricos (CETESB, 2023), principalmente em função da localização dos pontos de monitoramento, ou seja, a jusante das áreas urbanas de dois grandes centros urbanos: Bauru, sendo que o Ribeirão Grande é o receptor do esgoto do município após confluir ao Rio Bauru, e trata 5% do esgoto gerado; e São Carlos, em que o Rio Monjolinho é o corpo receptor do município e, apesar da ETE Monjolinho tratar 90% do esgoto, a carga remanescente impacta na qualidade da água do corpo d'água (CBH-TJ, 2023; SINISA, 2025).

Figura 6 – Monitoramento da qualidade das águas e os resultados de IQA em 2022

Fonte: Adaptado de CETESB (2023)

[3] Desde 2020, a CETESB substituiu o parâmetro demanda bioquímica de oxigênio (DBO) pelo carbono orgânico total (COT). Para o cálculo do IQA, há uma relação funcional entre os dois parâmetros, dada pela seguinte equação: $DBO = \beta \times COT^{\lambda}$, onde $\beta = 0{,}510658$ e $\lambda = 1{,}27831$ (MENEGON JR e RUGUE JR, 2019).

3.3 MODELOS MATEMÁTICOS DE QUALIDADE DA ÁGUA

Os modelos de qualidade da água aplicados em rios e reservatórios se apresentam como poderosas ferramentas de apoio à gestão dos recursos hídricos e ao planejamento de ações destinadas a mitigar os impactos de lançamentos de cargas poluidoras nos corpos hídricos. A utilização destas ferramentas auxilia na tomada de decisões e permite obter uma visualização integrada do sistema hídrico, com a associação das informações físicas, químicas e biológicas de uma bacia (CHAPRA, 2008).

O primeiro modelo de qualidade da água foi desenvolvido em 1925 por Streeter e Phelps e objetivava estimar a concentração dos parâmetros demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido (OD) em função dos coeficientes de reaeração e desoxigenação, considerando um escoamento permanente e uniforme.

Nos anos subsequentes, os modelos de qualidade foram sendo aprimorados e com a disponibilização de ferramentas computacionais, o grau de complexidade e o número de variáveis simuladas aumentaram. O modelo desenvolvido por Thomann em 1963 é um exemplo desta evolução, em que empregou métodos numéricos para soluções analíticas em sistemas hídricos complexos, como estuários e baías, porém modelando os parâmetros do modelo clássico de Streeter e Phelps (SILVA, 2003 *apud* OPPA, 2007; VON SPERLING, 2007; CHAPRA, 2008; CASTRO, 2010).

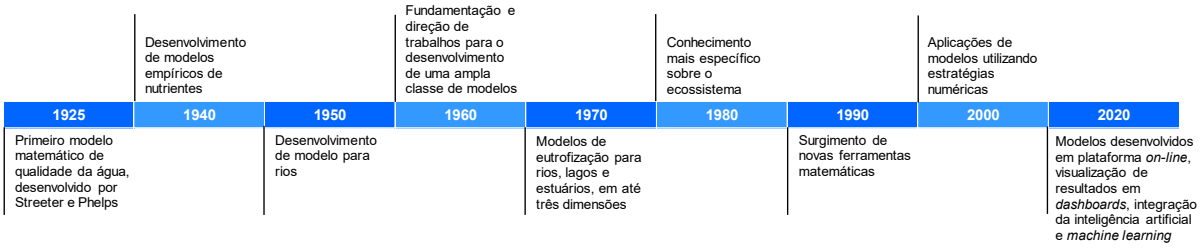
A fase mais recente do aprimoramento dos modelos matemáticos de qualidade da água considera diversos fenômenos, como efeito estufa, depleção de camada de ozônio, contaminação por substâncias tóxicas (transporte e ressuspensão de partículas), tecnologias limpas e em engenharia ambiental ou ecotecnologia, levando em conta a legislação ambiental do sistema estudado (JØRGENSEN e BENDORICCHIO, 2001; CHAPRA, 2008).

Na década atual, os modelos matemáticos evoluem com a implementação de tecnologias modernas, com a integração da inteligência artificial e *machine learning* para aprimoramento das previsões dos padrões de poluentes e automatização de análises; a construção de modelos em nuvem, com a sua disponibilização em plataformas *on-line* e acesso remoto, permitindo simulações colaborativas;

ferramentas de visualização avançada dos resultados por meio de *dashboards* interativos e mapas dinâmicos; entre outros.

Na Figura 7 está ilustrada a evolução dos modelos matemáticos de qualidade da água ao longo dos anos.

Figura 7 – Evolução dos modelos matemáticos de qualidade da água



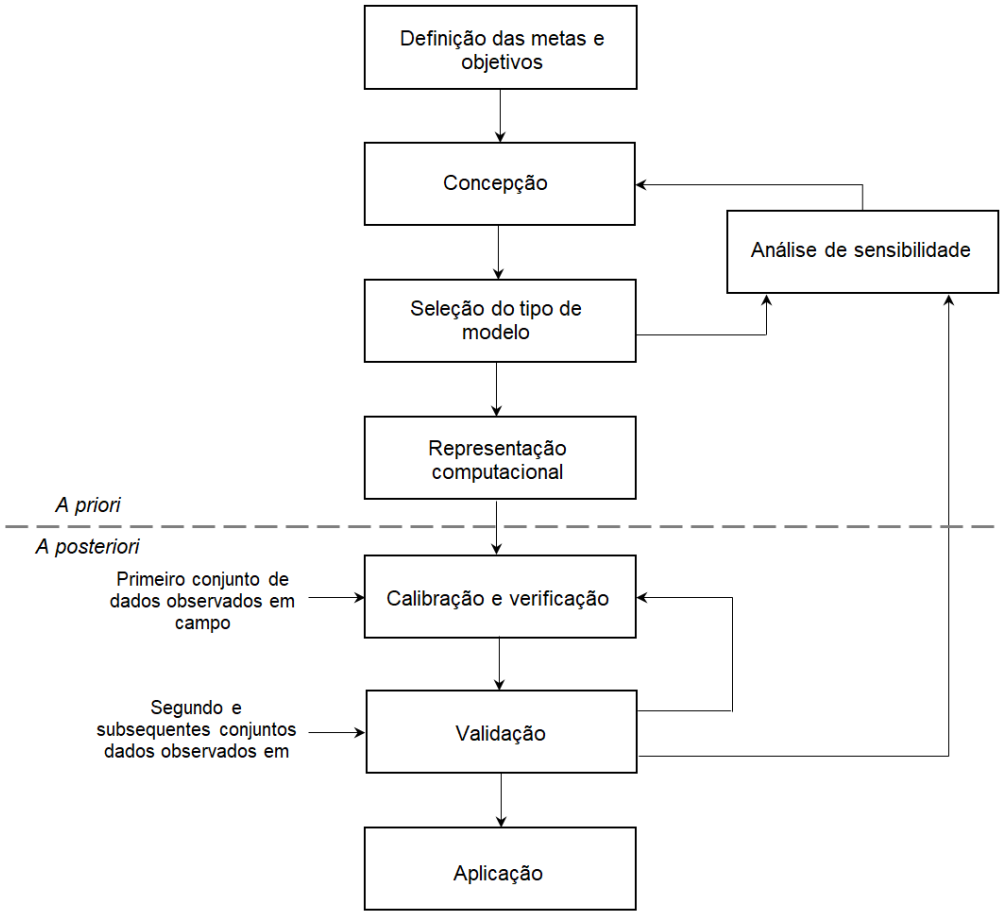
Fonte: Adaptado de ROMEIRO (2003)

A utilização do modelo matemático requer particularidades de cada componente, representadas através da estimativa de parâmetros ou indicadores de qualidade. Dentre os parâmetros tradicionalmente considerados na avaliação da qualidade da água estão: DBO, demanda química de oxigênio (DQO), OD, série de fósforo, série de nitrogênio, temperatura, coliformes termotolerantes, entre outros (ANA, 2010; BENIDINI e TSAKIRIS, 2013).

Quando os modelos são corretamente operados e formulados, eles são capazes de reproduzir, de forma simplificada, o comportamento real de um sistema, possibilitando descrever os processos naturais e antrópicos através de formulações matemáticas bem definidas sob adoção de hipóteses, com a representação de resultados quantitativos e qualitativos consistentes e que se aproximam da realidade.

Desta maneira, Beck (1983) e Jørgensen (1989) apresentaram uma sequência de etapas (Figura 8) que consideravam ideais para que o modelo fornecesse resultados em um nível de acurácia aceitável do sistema hídrico estudado.

Figura 8 – Etapas de um modelo matemático de qualidade da água



Fonte: Adaptado de BECK (1983); JØRGENSEN (1989)

Dentre as etapas do processo de modelagem matemática apresentadas na Figura 8, as mais importantes são descritas brevemente na sequência (BECK, 1983; JØRGENSEN, 1989; VON SPERLING, 2007):

- Seleção do tipo de modelo: reflete na estrutura básica do modelo e os principais objetivos de cada estudo, podendo ser descritos por diferentes critérios e classificados de acordo com o comportamento do sistema hídrico. Os tipos de modelo estão apresentados no Quadro 1.
- Representação computacional do modelo: consiste na estruturação das equações matemáticas do modelo selecionado, que podem ser diferenciais ou lineares, sendo a primeira a mais empregada;

- Calibração do modelo: consiste no ajuste dos parâmetros de qualidade da água estimados pelo modelo e dos parâmetros obtidos em monitoramento;
- Verificação do modelo: consiste em verificar se a determinação do modelo foi correta a partir de um conjunto de dados experimentais, sendo realizada através de análise dos erros; e
- Validação do modelo: consiste na realização de testes objetivos para observar o comportamento do modelo em condições distintas as utilizadas na calibração.

Quadro 1 – Tipos de modelos matemáticos de qualidade da água

Tipos de modelo	Características
Empírico	Baseado na análise de dados experimentais
ou Mecanístico	Baseado na compreensão do comportamento dos componentes do sistema, através do emprego de descrições matemáticas com a aplicação de princípios teóricos
Simulação	Designado para descrever o funcionamento de um sistema
ou Otimização	Usado para encontrar a melhor solução (máximo ou mínimo) que tenha algum sentido.
Estacionário	As variáveis definidas no sistema não dependem do tempo
ou Dinâmico	As variáveis definidas no sistema dependem do tempo e, possivelmente, do espaço
Determinístico	Os valores previstos são computados com exatidão
ou Estocástico	Os valores previstos dependem de uma distribuição de probabilidades
Distribuído	Os parâmetros variam em função do tempo e do espaço
ou Concentrado	Os parâmetros variam somente em função do tempo
Linear ou	Equações de primeiro grau são usadas consecutivamente
ou Não-linear	Uma ou mais equações não são de primeiro grau
Conceitual	As funções utilizadas na sua elaboração levam em consideração os processos físicos
ou Caixa preta	Ajusta valores calculados aos dados observados através de funções empíricas, que não estão relacionadas com fenômenos físicos

Fonte: JØRGENSEN (1986); BARTH (1987); RIECKEN (1995)

3.3.1 Modelos matemáticos de qualidade da água como ferramenta de apoio à gestão

Como mencionado no item 3.3, os modelos matemáticos são ferramentas que podem auxiliar na gestão dos recursos hídricos e vêm sendo empregados largamente no Brasil e no mundo, uma vez que fornecem a situação atual e possibilitam a análise futura de uma bacia hidrográfica (MUNAR-SAMBONÍ *et al.*, 2021; JESUS, *et al.*, 2017). No Quadro 2 estão apresentados alguns dos modelos de qualidade da água utilizados em todo o mundo e, na sequência, estão descritos sucintamente os estudos que empregaram os modelos como ferramentas de gestão dos recursos hídricos.

Quadro 2 – Modelos matemáticos de qualidade da água utilizados no mundo

Modelo matemático		**Desenvolvimento**	**Descrição**
Sigla	**Nome**		
CAEDYM	*Computacional Aquatic Ecosystem Dynamics Model*	*Centre of Western Australia (CWR)*	É um modelo ecológico aquático, de alta complexidade, e pode ser executado independentemente ou acoplado junto ao ELCOM (descrito abaixo). Consiste em uma biblioteca de algoritmos representativas dos principais processos biogeoquímicos, que influenciam na qualidade da água.
ELCOM	*Estuary, Lake and Coastal Ocean Model*	*Centre of Western Australia (CWR)*	É um modelo hidrodinâmico tridimensional, de alta complexidade, simula o comportamento temporal de corpos d'água, prevendo a distribuição de velocidade, temperatura e salinidade em lagos, estuários, reservatórios estratificados e zonas costeiras oceânicas.
DELFT 3D	-	*Deltares System*	É um modelo de alta complexidade e pode ser aplicado em estuários, reservatórios e rios, sendo capaz de simular processos em três dimensões.
HEC-RAS	*Hydrologic Engineering Center's River Analysis System*	*U.S. Army Corps of Engineer*	É um modelo desenvolvido para realizar cálculos hidráulicos para escoamentos unidirecionais em regime permanente e não permanente. Incorpora, ainda, a modelagem de transporte de sedimentos e de qualidade da água.
MQUAL	Modelo de Correlação Uso do Solo / Qualidade da Água	No âmbito do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica (1998)	É um modelo desenvolvido para avaliar a qualidade da água em bacias hidrográficas a partir das características de uso e ocupação do solo e da disponibilidade de infraestrutura sanitária.

continua

Quadro 2 – Modelos matemáticos de qualidade da água utilizados no mundo

(continuação)

Modelo matemático		Desenvolvimento	Descrição
Sigla	**Nome**		
MIKE	-	*Danish Hydraulic Institute*	É uma família de modelos matemáticos desenvolvidos para simular fluxo de água e qualidade da água em corpo d'água (rios, reservatórios, lagos, estuários). Os principais modelos são o MIKE 11 (unidimensional, para rios), MIKE 21 e MIKE 3 (bidimensional e tridimensional, respectivamente, para ambientes costeiros e marinhos), MIKE+ (integra modelagem urbana, fluvial e de inundações).
MOHID *Land*	-	*Marine and Environmental Technology Research (MARETEC)*	É um modelo tridimensional, capaz de simular bacias hidrográficas e aquíferos, e está integrado com 4 meios (atmosfera, meio poroso, superfície do solo e rede fluvial).
CE-QUAL-W2	*Hydrodynamic and Water Quality Model*	*Portland State University*	É um modelo hidrodinâmico bidimensional, aplicado em sistemas de rios, estuários, lagos, reservatórios e de bacias hidrográficas.
SOBEK	-	*Deltares System*	É um modelo integrado, de complexidade alta, que apresenta módulos que representam fenômenos e processos físicos em sistema unidimensional e bidimensional. Pode ser aplicado em sistemas de rios e estuários, sistemas de irrigação e drenagem, e sistemas de águas residuais e pluviais
SWAT	*Soil and Water Assessment Tool*	U.S. *Departament of Agriculture*	É um modelo semi-distribuído e contínuo no tempo, sendo capaz de simular o impacto do manejo do solo sobre a qualidade da água, transporte de sedimentos e transporte de químicos agrícolas.
QUAL2K	*Stream Water Quality Model*	U.S. EPA	É um modelo unidimensional, de complexidade intermediária aplicável a rios de formação dendrítica e bem misturados, sendo uma versão atualizada do QUAL2E.
QUAL2Kw	*River and Stream Water Quality Model*	U.S. EPA	É um modelo unidimensional, de complexidade intermediária, onde o canal é bem misturado vertical e lateralmente. É similar ao QUAL2K, porém incorpora processos e opções inexistentes no QUAL2K.
WASP	*Water Quality Analysis Simulation Program*	U.S. EPA	É um modelo hidrodinâmico de sistemas aquáticos, de complexidade intermediária, e simula processos em uma, duas ou três dimensões para avaliação do destino e transporte de contaminantes convencionais e tóxicos.

Fonte: SSRH (2018); MALAFAIA FILHO (2019); MARETEC (2020); MAGALHÃES e MARTINS (2020); RAESI *et al.* (2022)

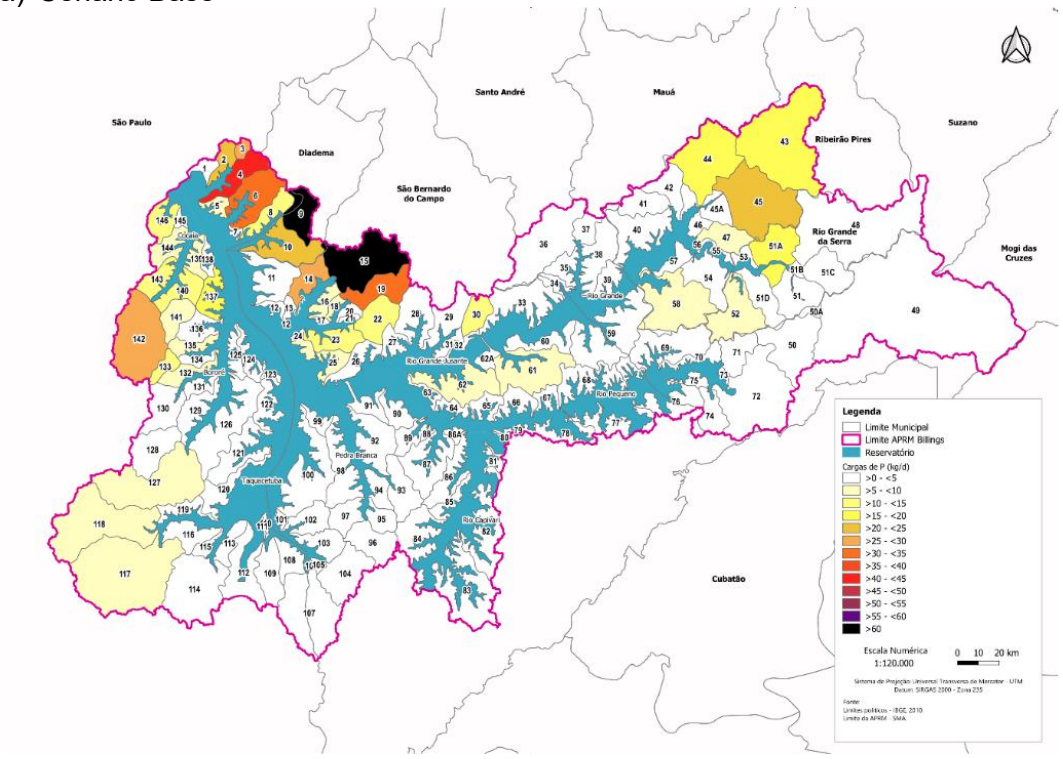
Com conhecimento dos modelos de qualidade da água existentes, foram levantados estudos que utilizaram alguns dos modelos matemáticos de qualidade da água constantes no Quadro 2, e que tinham como o intuito principal o suporte para o gerenciamento e planejamento dos recursos hídricos.

Nakamura *et al.* (2023) utilizaram o Modelo de Correlação Qualidade da Água / Correlação do Solo (MQUAL) na Bacia do Reservatório Billings, localizada no estado de São Paulo, para avaliar os impactos atuais e futuros das intervenções propostas pelo Programa de Recuperação Socioambiental da Billings, coordenado pelo Governo do Estado de São Paulo, por meio da Companhia de Desenvolvimento Habitacional e Urbano (CDHU). Na Figura 9 estão ilustrados os resultados obtidos pelos autores, através de dois cenários: (i) Cenário Base, que considera as simulações realizadas no ano de 2018 no âmbito do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental Integrado (SSRH, 2018); e (ii) Cenário Com Intervenções, que considera ações urbanas propostas e a universalização da infraestrutura de saneamento em cada sub-bacia beneficiada pela CDHU. Desta maneira, é possível observar que as cargas de fósforo total aportadas ao reservatório Billings reduziram nas sub-bacias beneficiadas pelas intervenções propostas, principalmente no braço do Corpo Central, localizado na parte superior à esquerda dos mapas e abrange os municípios de São Paulo e São Bernardo do Campo.

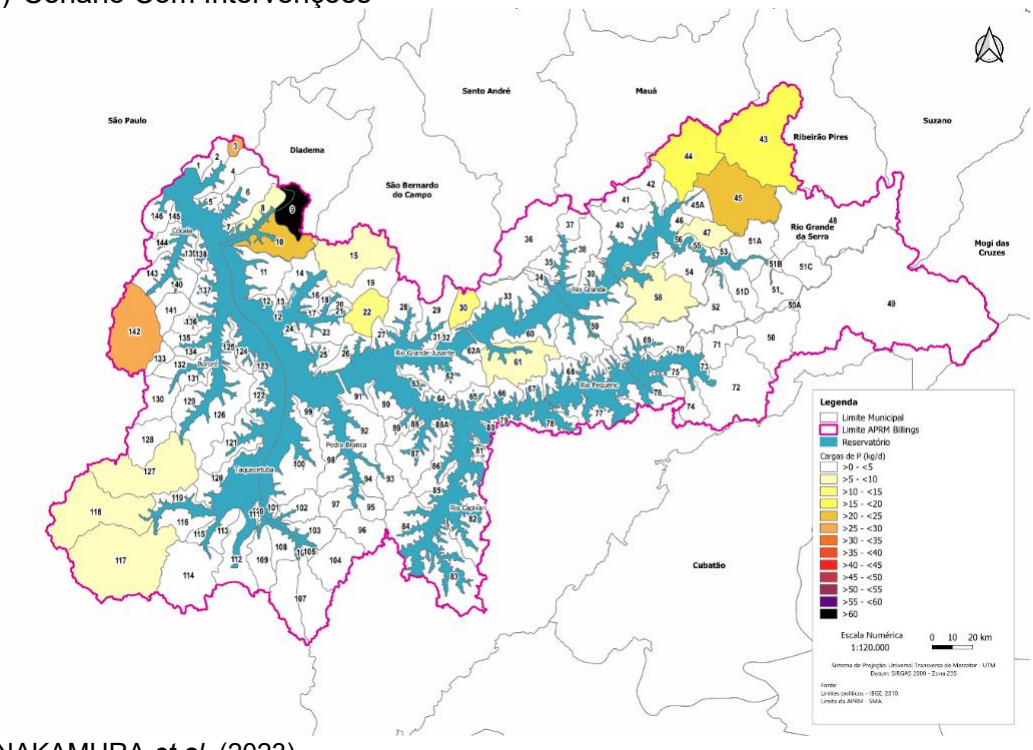
Tais resultados mostraram que as ações voltadas para a universalização dos sistemas de esgotamento sanitário podem auxiliar na revitalização urbana e recuperação ambiental da Área de Proteção e Recuperação do Manancial (APRM) Billings, especialmente das margens da represa. Além disso, o estudo apontou a relevância de ações coordenadas e integradas entre os órgãos governamentais e sociedade civil para que as boas condições ambientais, estéticas e cênico-paisagísticas sejam mantidas ao longo do tempo

Figura 9 – Resultado da aplicação do MQUAL na bacia do reservatório Billings

(a) Cenário Base



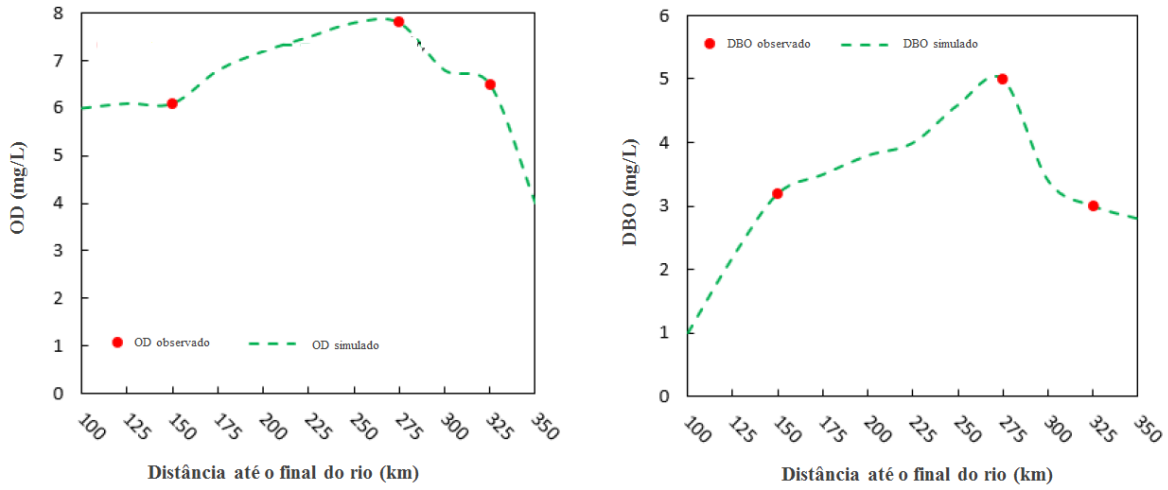
(b) Cenário Com Intervenções



Fonte: NAKAMURA *et al.* (2023)

Raesi *et al.* (2022) aplicaram o modelo QUAL2KW nas Bacias dos rios Maroon e Jarahi, localizadas no Irã, de modo a compreender as alterações qualitativas que ocorrem nas bacias para auxiliar na tomada de decisões no planejamento dos recursos hídricos. Os resultados permitiram obter o entendimento que a qualidade da água de ambas as bacias é influenciada pela contaminação por esgoto doméstico e das cargas provenientes das áreas rurais, em que as concentrações de DBO foram superiores a 110 $mg.L^{-1}$ em determinados trechos dos corpos hídricos. Com isso, os autores concluíram que o modelo apresentou confiabilidade nas simulações, corroborado pela análise de sensibilidade com coeficiente de Nash-Sutcliffe, que variou entre 92,0 e 96,0%. Na Figura 10 está ilustrado o resultado da calibração realizada ao longo dos rios Maroon e Jarahi.

Figura 10 – Resultados calibrados ao longo dos rios Maroon e Jarahi



Fonte : RAESI *et al.* (2022)

Obin *et al.* (2021) empregaram o modelo *Water Quality Analysis Simulation Program* (WASP) na Bacia Hidrográfica do Rio Lushui, localizado na China, a fim de fornecer, ao órgão responsável ambiental do país, subsídios para a melhoria da qualidade da água, uma vez que esta bacia hidrográfica não atende à Política Nacional de Proteção Ambiental por apresentar qualidade da água ruim, com problemas de eutrofização. Os autores avaliaram a capacidade ambiental da bacia, através das cargas dos parâmetros nitrogênio, DQO e fósforo total, e os resultados obtidos pelo modelo WASP foram considerados confiáveis, podendo ser utilizado efetivamente

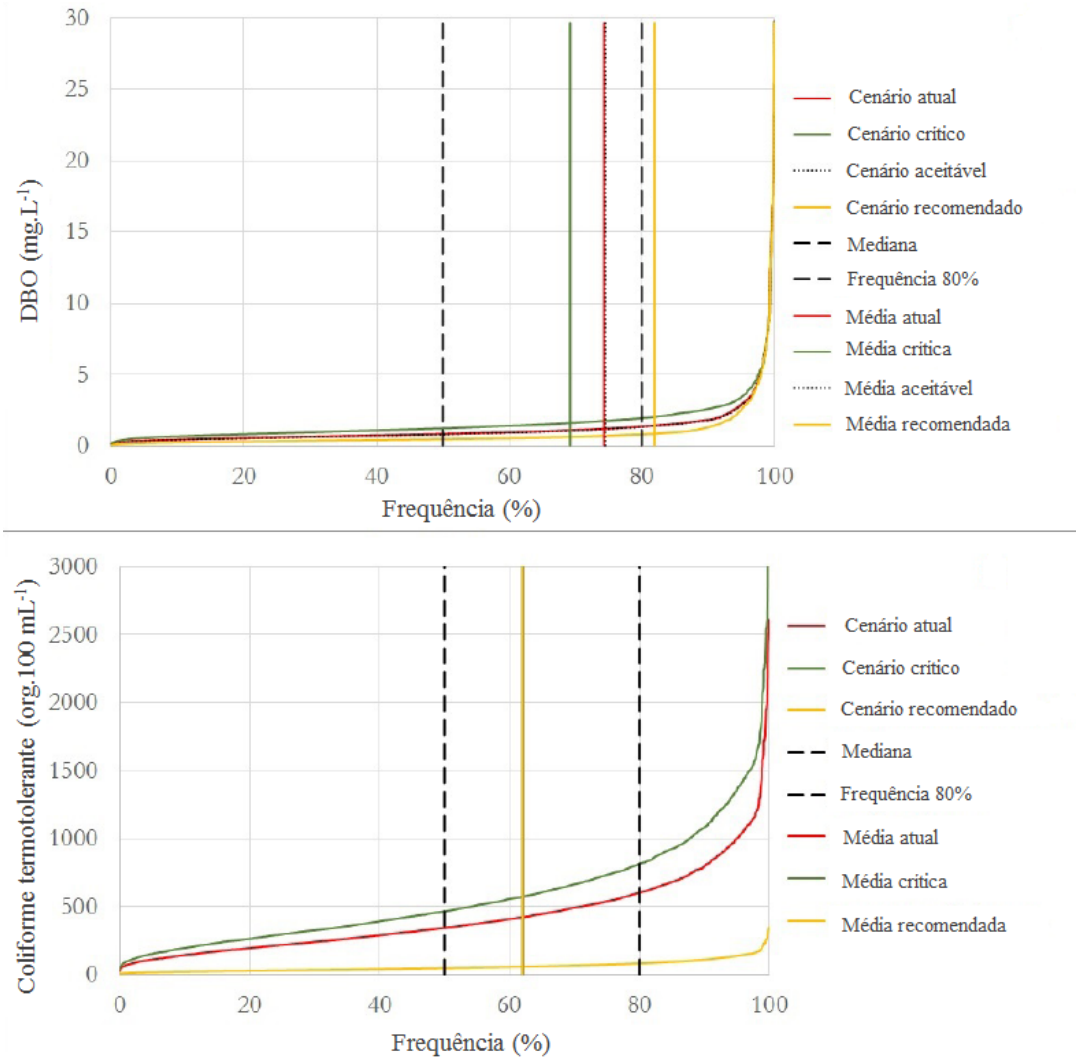
como ferramenta de apoio ao gerenciamento dos recursos hídricos da bacia do rio Lushui.

Munar-Samboní *et al.* (2021) aplicou o modelo *Hydrologic Engineering Center's River Analysis System* (HEC-RAS) em ambiente estuarino urbano pertencente à Bacia Hidrográfica do Rio Maruim, localizada na Região Metropolitana de Florianópolis, em Santa Catarina. O objetivo do estudo era investigar a influência do regime de maré e da descarga de águas residuais na qualidade da água na bacia mencionada. Os resultados mostraram que o modelo representou satisfatoriamente a variabilidade espacial dos parâmetros de qualidade da água estudados (DBO, OD, nitrato e nitrito) e evidenciaram que todos os trechos que se encontram a jusante da estação de tratamento de esgoto existente ao longo do ecossistema estudado estavam eutrofizados. Como conclusão, os autores entenderam que a metodologia adotada pode auxiliar na tomada de decisões em ambiente estuarinos, em estudos que contemplem os seus processos físico e ecológico.

Sánchez-Gutiérrez e Gómez-Castro (2021) usaram o modelo MOHID *Land* na sub-Bacia Hidrográfica do Rio Virilla, localizada na Costa Rica, com o intuito de obter um primeiro conhecimento dos processos que ocorrem na sub-bacia e, assim, subsidiar o gerenciamento integrado dos recursos hídricos. Os parâmetros avaliados foram DBO e OD, cujos resultados foram considerados satisfatórios e permitiram estabelecer uma linha base para futuros processos de modelação de outros indicadores de qualidade de água.

Knaesel *et al.* (2020) empregou o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) na Bacia do Rio Itajaí, em Santa Catarina, com o intuito de avaliar cenários para suporte à gestão de qualidade da água. Os autores realizaram simulações considerando variações nas eficiências de remoção de DBO e fósforo total em estações de tratamento de esgoto e projeções populacionais. Os resultados encontrados mostraram que as medidas propostas promoveram reduções nas concentrações dos poluentes e concluíram que a discretização da bacia em pequenas áreas de contribuição gera maior precisão dos resultados do modelo e os dados diários na bacia fornecem informações localizadas. Sendo assim, a ferramenta empregada foi considerada eficiente no apoio ao suporte de tomada de decisão, contribuindo para o processo de implantação do enquadramento dos corpos d'água da bacia. Na Figura 11 estão apresentadas as curvas de concentração dos parâmetros DBO e coliformes termotolerantes obtidos na modelagem.

Figura 11 – Curvas de concentração de DBO e coliformes termotolerantes em diversos cenários



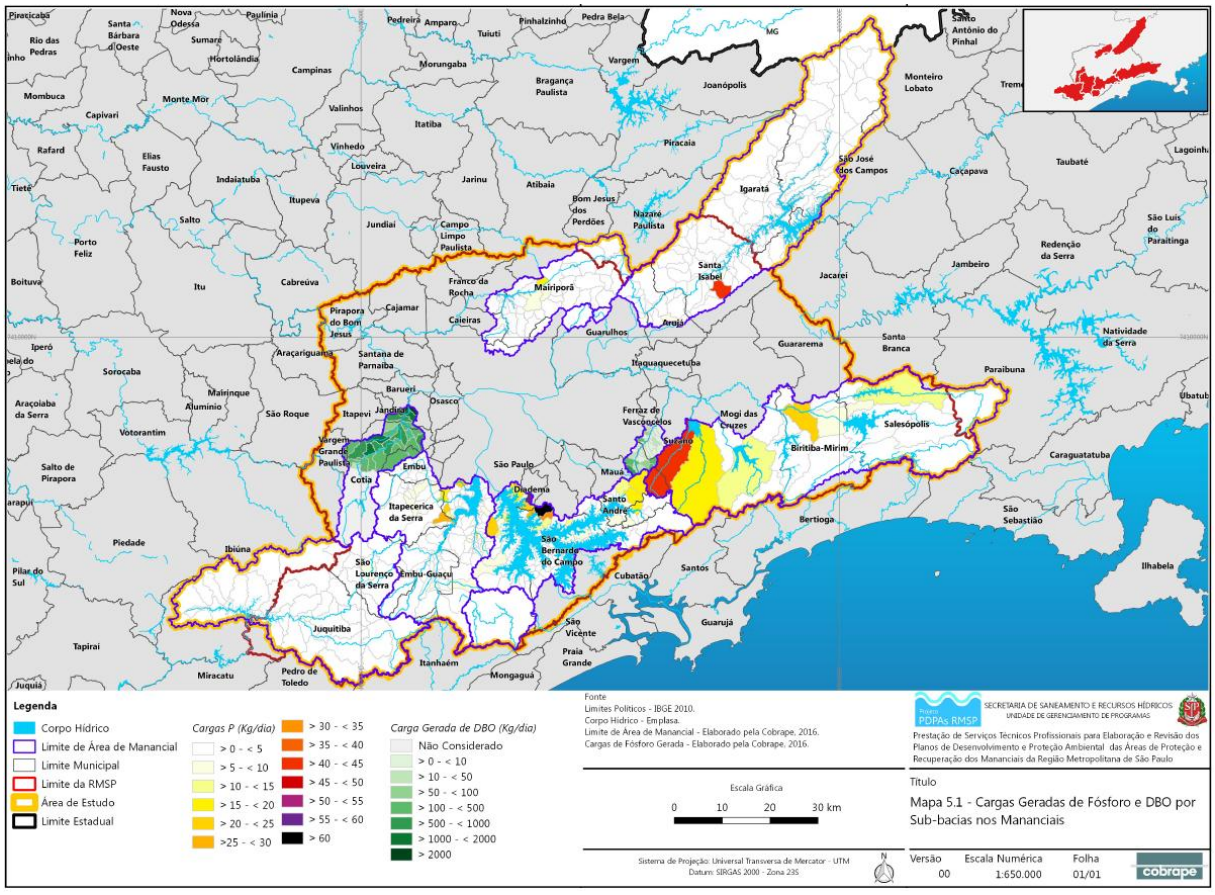
Fonte: KNAESEL *et al.* (2020)

No e Ahn (2019) aplicaram um modelo de previsão de qualidade da água no Córrego Hwangguji, localizado na Coreia do Sul, no âmbito do Plano de Retificação do Córrego Hwangguji. Os autores avaliaram o coeficiente de desoxigenação devido à DBO carbonácea ($k_{DBO,d}$) com base nos dados observados de qualidade de água e o tempo de deslocamento entre dois pontos selecionados no córrego nos anos de 2002 e 2014. Esses coeficientes foram comparados com os valores de $k_{DBO,d}$ utilizados no modelo de previsão. O resultado desta comparação mostrou que o coeficiente estimado pelo modelo de previsão foi melhor que o dado observado em 2002, porém pior que o dado observado de 2014. Desta maneira, os autores concluíram que os valores de $k_{DBO,d}$ baseados nos dados de monitoramento devem ser estimados

corretamente, de modo que o modelo matemático possa prever adequadamente a qualidade da água do córrego.

SSRH (2018) empregou o Modelo de Correlação Qualidade da Água / Correlação do Solo (MQUAL), aplicado em reservatórios, e Modelo de Qualidade da Água de Rios QUAL-UFMG, utilizados em rios, para determinar as cargas afluentes, geradas e admissíveis para cada manancial para a situação atual e futuras. As bacias contempladas pelo estudo foram Billings, Guarapiranga, Alto Juquery, Alto Tietê/Cabeceiras, Cotia, Guaió, Cabuçu/Tanque Grande, Alto Juquiá e Jaguari, todos localizados na Região Metropolitana de São Paulo. Os resultados para situação atual, no ano de 2015, estão ilustrados na Figura 12, onde as manchas claras indicam que a bacia não apresenta criticidade com relação a carga gerada, e as manchas escuras indicam criticidade e requerem maior atenção.

Figura 12 – Cargas geradas nas bacias do estudo de SSRH (2018)

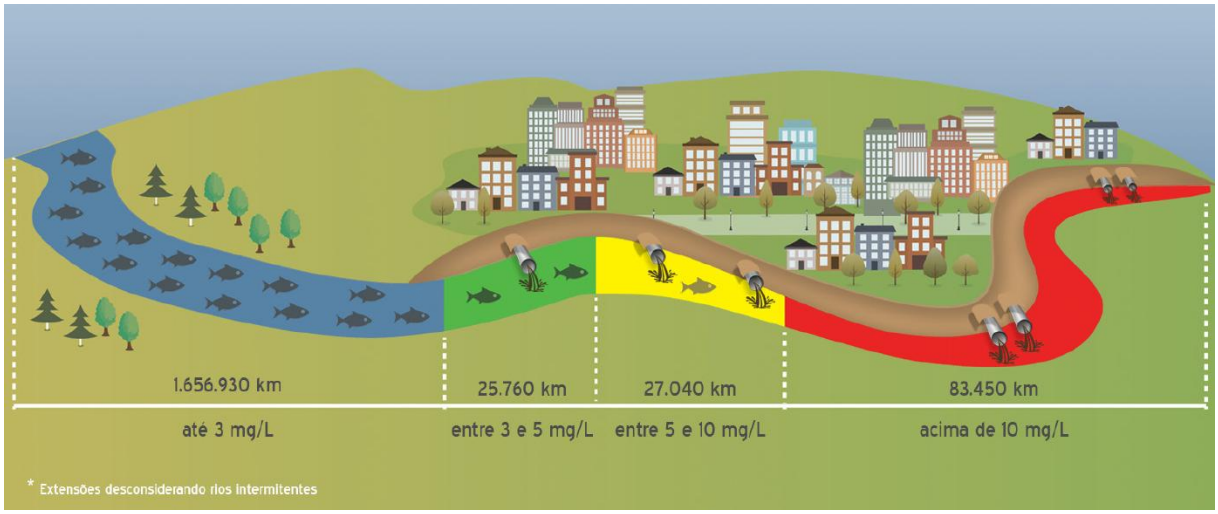


Fonte: SSRH (2018)

ANA (2017a) utilizou um modelo de qualidade da água desenvolvido especificamente para o seu estudo objetivando refletir a capacidade dos corpos hídricos receptores em assimilar os lançamentos de efluentes urbanos de cada município brasileiro sem comprometer a classe de enquadramento vigente em cada trecho de rio. Considerando o contexto nacional, estimou-se que 4,5% da malha hídrica avaliada estava com concentração de DBO equivalente aos limites estabelecidos para a classe 4 de enquadramento[4], comprometendo o uso dessas águas. Os trechos mais comprometidos estavam próximos às áreas urbanas mais adensadas ou em trechos com capacidade de autodepuração muito reduzida, como é o caso das regiões metropolitanas de São Paulo e Campinas. Na Figura 13 está apresentada a extensão de rios brasileiros comprometidos por DBO, segundo os limites preconizados pela Resolução CONAMA nº 357 (CONAMA, 2005) para as respectivas classes de enquadramento:

- Classe 1: DBO ≤ 3,0 $mg.L^{-1}$;
- Classe 2: 3,0 $mg.L^{-1}$ < DBO ≤ 5,0 $mg.L^{-1}$;
- Classe 3: 5,0 $mg.L^{-1}$ < DBO ≤ 10,0 $mg.L^{-1}$; e
- Classe 4: DBO > 10,0 $mg.L^{-1}$.

Figura 13 – Extensão de rios brasileiros comprometidos por DBO



Fonte: ANA (2017a)

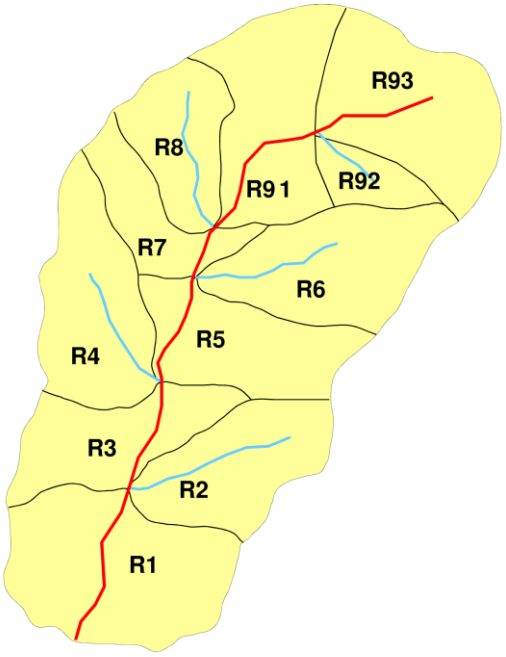
[4] O parâmetro DBO não apresenta limites estabelecidos para a classe 4 de enquadramento na Resolução CONAMA nº 357 (CONAMA, 2005). Sendo assim, o estudo considerou como valor de referência concentrações superiores à 10 $mg.L^{-1}$.

3.3.2 Base hidrográfica ottocodificada

A bacia hidrográfica foi definida como unidade territorial de planejamento e gestão dos recursos hídricos no âmbito nacional pela Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). Com esta definição, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), por meio da Resolução nº 30 (CNRH, 2002), estabeleceu a adoção de um método de referência para a codificação das bacias hidrográficas em território nacional, de maneira a padronizar procedimentos de subdivisões e agrupamentos de bacias e regiões hidrográficas, além de sistematizar e permitir o compartilhamento de informações georreferenciadas.

Tal método de codificação de bacias hidrográficas adotado foi desenvolvido por Otto Pfafstetter e foi proposto para a codificação de bacias hidrográficas em todo o mundo (VERDIN e VERDIN, 1999 *apud* ALMEIDA *et al.*, 2023). A numeração é realizada em ordem crescente, sempre de jusante para montante. Cada bacia é dividida em nove sub-bacias, sendo o corpo d'água principal definido como o que apresenta a maior área de drenagem e serve como referência para identificação dos quatro tributários com maiores áreas. Para esses quatro tributários são atribuídos os algarismos pares (2, 4, 6 e 8), em ordem de jusante para montante. As demais áreas de drenagem, que contribuem diretamente ao corpo d'água principal, recebem o nome de *interbacias* e são delimitadas pelos quatro maiores tributários. Essas interbacias recebem os algarismos ímpares 1, 3, 5, 7 e 9, também de jusante para montante (ANA, 2014; JESUS e FERNANDES, 2023). Na Figura 14 está apresentado um exemplo de codificação de bacias.

Figura 14 – Exemplo de codificação de bacias hidrográficas pelo método de Otto Pfafstetter



Fonte: ANA (2014)

Seguindo este sistema de codificação e o mapeamento sistemático oficial brasileiro, a ANA desenvolveu a primeira versão da Base Hidrográfica Ottocodificada (BHO) em 2004, sendo composta por sete planos de informação geográfica: trecho de drenagem, área de contribuição hidrográfica, ponto de drenagem, curso d'água, hidrônimo, barragem e massa d'água. Os trechos de drenagem são representados por hidrografia unifilar, que são delimitados pelos pontos de drenagem e estão associados às áreas de contribuição hidrográfica, denominadas como *ottobacias*, que, por sua vez, são codificadas pelo método de Otto Pfafstetter (ANA, 2015).

A BHO cobre todo o território nacional e parte das bacias hidrográficas situadas em outros países da América do Sul, sendo disponibilizada pela ANA até o nível 7, ou seja, apresenta sete algarismos no código das ottobacias (JESUS e FERNANDES, 2023). A versão mais atual disponibilizada pela instituição é a BHO Multiescalas 2017, compreendendo mais de 3,3 milhões de trechos de drenagem e áreas de contribuição, além de apresentar um detalhamento da hidrografia, em escalas maiores, em áreas específicas do território nacional (ANA, 2023).

3.3.3 Aplicativo do Plano Estadual de Recursos Hídricos 2020-2023 (APERH)

O modelo matemático de qualidade da água adotado neste estudo foi o Aplicativo do Plano Estadual de Recursos Hídricos 2020-2023 (APERH), uma adaptação da ferramenta empregada no estudo da ANA (2017b), desenvolvido pela Cobrape em parceria com o LabSid/USP (Laboratório de Sistemas de Suporte a Decisões em Engenharia Ambiental e de Recursos Hídricos da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo) no âmbito do Plano Estadual de Recursos Hídricos de São Paulo 2020-2023 (SIMA, 2020).

O APERH objetiva a realização dos cálculos de balanços hídricos quantitativo e qualitativo para subsidiar a tomada de decisões acerca dos recursos hídricos superficiais do estado de São Paulo. Este é um modelo unidimensional e estacionário, sendo estruturado por dois módulos:

- Módulo quantitativo: composto pela combinação dos algoritmos *Out-of-Kilters* programado na linguagem C, e *Relax-IV*, que permite a criação automática de rede de fluxo com infinitos nós ou arcos, incluindo áreas superiores a 50.000 km^2, a partir de uma base georreferenciada ottocodificada; e
- Módulo qualitativo: baseado nos princípios e equacionamento do modelo QUAL2K, desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* (U.S.EPA), fornece uma quantificação da qualidade físico-química de corpo d'água através da modelagem de diversos parâmetros de qualidade da água, considerando o efeito de dispersão e decaimento da concentração dos parâmetros ao longo do tempo (CONSÓRCIO COBRAPE/CH2MHILL e LABSID, 2017).

De acordo com Consórcio Cobrape/CH2MHill e LabSid (2017), as equações desenvolvidas para a avaliação numérica das equações diferenciais consideram os efeitos de dispersão (advecção e difusão) e decaimento da concentração dos parâmetros ao longo do tempo. Chapra (1997) *apud* Teodoro (2010) menciona que a advecção é o resultado do movimento unidirecional do fluido, não alterando as características da substância que está sendo transportada. Já a difusão é o movimento da massa em função do movimento aleatório do líquido ou à mistura do mesmo. Ainda segundo Chapra (1997) *apud* Fan (2013), os lançamentos que

ocorrem em um corpo d'água podem ter seu comportamento simulado através de um decaimento exponencial, dado ao grande número de processos que podem ser representados nesse tipo de reação. Os processos de decaimento podem ser representados por uma equação de primeira ordem, em que para diferentes valores de tempo, é possível se verificar a concentração de lançamento ao longo do corpo d'água.

A formulação básica que rege a variação da concentração em função do tempo é dada pela Equação 1:

$$\underbrace{\frac{\partial C}{\partial t}}_{\text{Acúmulo}} = \underbrace{-U.\frac{\partial C}{\partial x}}_{\text{Advecção}} + \underbrace{D.\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}}_{\text{Difusão turbulenta}} - \underbrace{\lambda.C}_{\text{Decaimento de 1ª ordem}} + \underbrace{\frac{q_L}{A}.(C_L - C)}_{\text{Contribuição lateral}} \qquad \text{Equação 1}$$

Em que:

C - Concentração no tempo t [mg.L^{-1}];

t - Tempo [s];

U - Velocidade [m.s^{-1}];

D - Coeficiente de difusão turbulenta [m².s^{-1}];

λ - Coeficiente de decaimento de 1ª ordem [dia^{-1}];

q_L - Contribuição lateral linear [L.s^{-1}.m^{-1}];

A - Área da seção transversal [m^2];

C_L - Concentração da contribuição lateral [mg.L^{-1}].

A solução das equações ordinárias foi realizada pelo Método de Euler, que consiste na interpretação da derivada por uma aproximação de diferenças que, de forma simplificada, sem perda de precisão, é dada pela Equação 2:

$$f(x) \cong \frac{f(x + \Delta x) + f(x - \Delta x)}{2} \qquad \text{Equação 2}$$

Na sequência estão apresentados o detalhamento das equações empregadas para a avaliação numérica das equações diferenciais, baseadas nos fundamentos teóricos:

Dispersão numérica

O método numérico utilizado para a resolução das equações diferenciais do modelo introduz uma dispersão numérica, obtida pela aproximação da série de Taylor (PINTO, 1991), utilizada para substituir as derivadas com diferenças finitas. O erro de truncamento resultante da aplicação da série de Taylor introduz um erro no cálculo do movimento das frentes de saturação, similar a dispersão física, sendo denominado como dispersão numérica (FANCHI, 2006). A dispersão numérica é dada através da Equação 3:

$$D_n = \frac{U\Delta x}{2} \qquad \text{Equação 3}$$

Em que:

D_n - Dispersão numérica [m².s^{-1}]

U - Velocidade [m.s^{-1}]

Δx - Comprimento do trecho [m]

De acordo com Fanchi (2006), a dispersão numérica surge da discretização temporal e espacial, que leva a gradientes espaciais de saturação ou concentração e efeitos de orientações da grade.

A dispersão longitudinal também é considerada no modelo, sendo um importante elemento na modelagem de qualidade da água, e é capaz de representar a dispersão de poluentes em um corpo d'água (DEVENS *et al.*, 2010 *apud* SOARES, *et al.*, 2013). Fischer *et al.* (1979) desenvolveram um modelo empírico em sistemas fluviais naturais, dada pela Equação 4:

$$D_e = 0{,}011\frac{U^2B^2}{HU^*} \qquad \text{Equação 4}$$

Em que:

$U^* = \sqrt{gHS}$

D_e - Dispersão longitudinal [m².s^{-1}]

U - Velocidade [m.s^{-1}]

B - Largura média do trecho [m]

H - Profundidade média [m]

U^* - Velocidade de atrito [m.s^{-1}]

g - Aceleração da gravidade [9,81 m.s^{-2}]

S - Declividade do fundo do canal [m.m^{-1}]

A dispersão aplicada no APERH considera a diferença entre a dispersão longitudinal empírica e a dispersão numérica, desde que a segunda equação seja menor que a primeira equação. Entretanto, quando a dispersão numérica é maior que a dispersão empírica, a dispersão considerada no APERH passa a ser nula, resultando em uma superestimação da dispersão (CONSÓRCIO COBRAPE/CH2MHILL e LABSID, 2017).

Para evitar o problema de superestimação, igualou-se a dispersão numérica e a dispersão longitudinal para calcular o comprimento de cada trecho, de acordo com a Equação 5:

$$x = x_0 + 0{,}022\frac{UB^2}{HU^*} \qquad \text{Equação 5}$$

Em que:

x - Comprimento do trecho [m]

x_0 - Comprimento inicial do trecho [m]

U - Velocidade [m.s^{-1}]

B - Largura média do trecho [m]

H - Profundidade média [m]

U^* - Velocidade de atrito [m.s^{-1}]

a) Parâmetros:

As Equações 6, 7, 8 e 9 mostram o cálculo de cada parâmetro do modelo e estão apresentadas na sequência, desconsiderando a parcela da dispersão longitudinal.

- Oxigênio Dissolvido (OD):

$$O_x = \frac{\frac{\overline{U}}{\Delta x} + O_{(x-\Delta x)} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}}O_L + \bar{k}_2\left(O_S - \frac{O_{(x-\Delta x)}}{2}\right) - \bar{k}_1\bar{L} - \frac{\bar{k}_4}{\overline{H}} - \bar{\alpha}_5\beta_1\overline{NA} - \bar{\alpha}_6\beta_2\overline{NI}}{\frac{\overline{U}}{\Delta x} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} + \frac{\bar{k}_2}{2}} \qquad \text{Equação 6}$$

Em que:

O_x - Concentração de oxigênio na seção *x* [mg.L^{-1}]

O_L - Concentração de oxigênio da contribuição lateral [mg.L^{-1}]

O_S - Concentração de oxigênio de saturação [mg.L^{-1}]

$\overline{U}$ - Velocidade média do trecho [m.s^{-1}]

Δx - Comprimento do trecho [m]

q_L - Contribuição lateral linear [m³.s^{-1}.m^{-1}]

A_x - Área da seção x [m²]

$\bar{k}_1$ - Coeficiente de desoxigenação carbonácea [dia^{-1}]

$\bar{k}_2$ - Coeficiente de reaeração [dia^{-1}]

$\bar{k}_4$ - Coeficiente de demanda de oxigênio pelo sedimento [dia^{-1}]

$\bar{L}$ - Concentração de DBO [mg.L^{-1}]

$\overline{H}$ - Profundidade média do trecho [m]

$\bar{\alpha}_5$ - Coeficiente de consumo de oxigênio por unidade de amônia oxidada [mg O.mg^{-1} N]

β_1- Coeficiente de nitrificação da amônia [dia^{-1}]

$\overline{NA}$ - Concentração de nitrogênio amoniacal [mg.L^{-1}]

$\bar{\alpha}_6$ - Coeficiente de consumo de oxigênio por unidade de nitrito oxidado [mg.L^{-1}]

β_2 - Coeficiente de nitrificação do nitrito [dia^{-1}]

$\overline{NI}$ - Concentração de nitrito [mg.L^{-1}]

- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO):

$$L_x = \frac{\frac{\overline{U}}{\Delta x} L_{(x-\Delta x)} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} L_L - \begin{cases} \bar{k}_a O_S;\ se\ O_{(x-\Delta x)} = 0 \\ \frac{\bar{k}_r}{2} L_{(x-\Delta x)};\ se\ O_{(x-\Delta x)} > 0 \end{cases}}{\frac{\overline{U}}{\Delta x} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} + \begin{cases} 0;\ se\ O_{(x-\Delta x)} = 0 \\ \frac{\bar{k}_r}{2};\ se\ O_{(x-\Delta x)} > 0 \end{cases}} \qquad \text{Equação 7}$$

Em que:

L_x - Concentração de DBO na seção *x* [mg.L^{-1}]

L_L - Concentração de DBO da contribuição lateral [mg.L^{-1}]

O_x - Concentração de oxigênio na seção *x* [mg.L^{-1}]

$\overline{U}$ - Velocidade média do trecho [m.s^{-1}]

Δx - Comprimento do trecho [m]

q_L - Contribuição lateral linear [m³.s^{-1}.m^{-1}]

A_x - Área da seção *x* [m²]

$\bar{k}_a$ - Coeficiente de reaeração [dia^{-1}]

$\bar{k}_r$ - Coeficiente de remoção total [dia^{-1}]

- Série de fósforo:

  - Fósforo orgânico

$$PO_x = \frac{\frac{\overline{U}}{\Delta x} PO_{(x-\Delta x)} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} PO_L - \frac{(\bar{k}_d + \bar{k}_s)}{2} PO_{(x-\Delta x)}}{\frac{\overline{U}}{\Delta x} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} + \frac{(\bar{k}_d + \bar{k}_s)}{2}} \qquad \text{Equação 8}$$

  - Fósforo inorgânico

$$PI_x = \frac{\frac{\overline{U}}{\Delta x} PI_{(x-\Delta x)} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}} PI_L + \bar{k}_d \overline{PO} + \frac{\bar{k}_s}{\overline{H}}}{\frac{\overline{U}}{\Delta x} + \frac{q_L}{A_{(x-\Delta x)}}} \qquad \text{Equação 9}$$

Em que:

PO_x - Concentração de fósforo orgânico na seção *x* [mg.L^{-1}]

PO_L - Concentração de fósforo orgânico da contribuição lateral [mg.L^{-1}]

PI_x - Concentração de fósforo inorgânico na seção *x* [mg.L^{-1}]

PI_L - Concentração de fósforo inorgânico da contribuição lateral [mg.L^{-1}]

$\overline{U}$ - Velocidade média do trecho [m.s^{-1}]

Δx - Comprimento do trecho [m]

q_L - Contribuição lateral linear [m³.s^{-1}.m^{-1}]

A_x - Área da seção *x* [m²]

$\bar{k}_d$ - Coeficiente de hidrólise do fósforo orgânico [dia^{-1}]

$\bar{k}_s$ - Coeficiente de sedimentação do fósforo inorgânico [dia^{-1}]

3.3.4 Parâmetros de qualidade da água para a calibração do modelo

As reações químicas e biológicas que ocorrem em um corpo d'água são representadas por um conjunto de equações que incorporam diversos parâmetros de qualidade da água, sendo que algumas delas são constantes, outras variam espacialmente ou são dependentes da temperatura (BROWN e BARNWELL, 1987).

As faixas utilizadas dos coeficientes são incertas e a sua relação com as previsões do modelo podem ser avaliados pela análise de sensibilidade. Para modelos que consideram poucos parâmetros, a análise de sensibilidade é geralmente clara e

direta. Por outro lado, para modelos complexos, a análise de sensibilidade não é clara devido à ocorrência de diversas interações dinâmicas (BOWIE *et al.*, 1985),

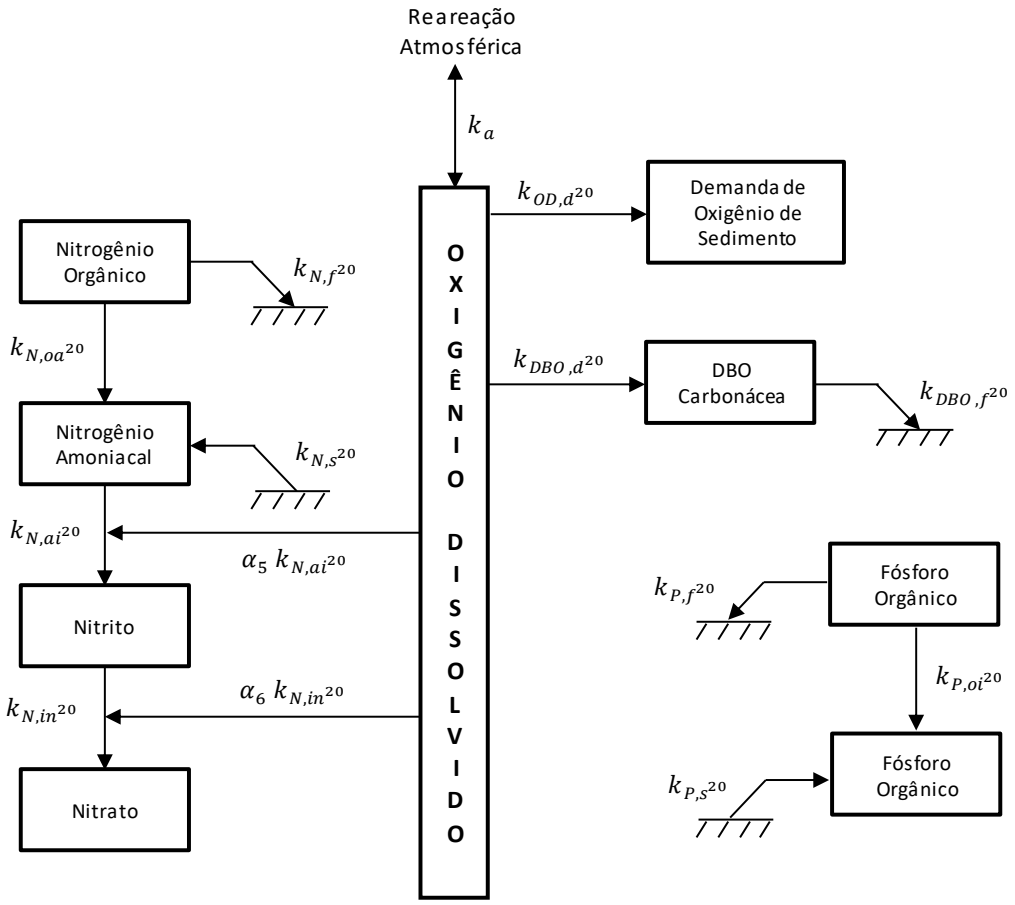
A manutenção de uma concentração adequada de oxigênio dissolvido nos corpos d'água é importante para a determinação da capacidade de assimilação de resíduos (BROWN e BARNWELL, 1987), e o balanço do oxigênio sofre interferência de diversos constituintes, como o ciclo de nutrientes (fósforo e nitrogênio), DBO, reaeração da água, entre outros (CHAPRA, 1997 *apud* KNAPIK, 2008).

Na Figura 15 estão ilustradas as interações dos parâmetros mencionados anteriormente com o OD na água. Os coeficientes relacionados à série de fósforo não possuem relação direta com o OD, sendo contemplado apenas na avaliação de sua disponibilidade e suas reações com o sedimento (CONSÓRCIO COBRAPE/CH2MHILL e LABSID, 2017).

A descrição dos parâmetros considerados na calibração deste estudo foi compilada de Nakamura (2017) e está apresentada na sequência:

- *"DBO:*
  - *Coeficiente de desoxigenação devido a DBO carbonácea ($k_{DBO,d}$): é um parâmetro importante na modelagem do OD e depende das características da matéria orgânica, da temperatura do meio e da presença de substâncias inibidoras, como metais pesados (VON SPERLING, 2007);*
  - *Coeficiente de redução da DBO carbonácea por sedimentação ($k_{DBO,f}$): é um parâmetro que representa o quociente entre a velocidade de sedimentação do material orgânico sedimentável e a profundidade do rio (CHAPRA, 1997 apud VON SPERLING, 2007).*

Figura 15 – Interações entre os parâmetros do modelo de qualidade da água



Fonte: Adaptado de CHAPRA (1997) *apud* CONSÓRCIO COBRAPE/CH2MHILL e LABSID (2017)

- *Fósforo: representado por dois processos:*
  - *Coeficiente de decaimento de fósforo orgânico para inorgânico ($k_{P,oi}$): é um parâmetro que está relacionado principalmente com os esgotos domésticos, onde a forma orgânica compreende a matéria orgânica e organismos vivos, que é convertido para a forma inorgânica, compreendendo minerais fosfatados, ortofosfato adsorvido e fosfato complexado em sólidos (VON SPERLING, 2007);*
  - *Coeficiente de sedimentação de fósforo orgânico ($k_{P,f}$): por apresentar um constituinte particulado, há a remoção efetiva do fósforo da massa líquida (VON SPERLING, 2007)*.
- *OD:*
  - *Coeficiente de reaeração (k_a): é um parâmetro que depende das características hidráulicas do corpo d'água, de sua vazão e da temperatura, e exerce influência no processo de autodepuração de*

corpos hídricos, sendo responsável pela introdução de oxigênio no meio líquido (QUEIROZ et al., 2015)";

- Coeficiente de demanda de oxigênio pelo sedimento ($k_{OD,d}$): no processo de decomposição da matéria orgânica, o lodo do fundo de um curso d'água libera DBO e consome OD, gerando a demanda do sedimento, sendo este processo lento (VON SPERLING, 2007).

Brown e Barnwell (1987) compilaram valores de coeficientes de reação encontrados na literatura, como Chen e Orlob (1972), Thomman *et al.* (1975) e Bowie *et al.* (1985), apresentando faixas de valores mínimos e máximos propostos por estes autores dos principais parâmetros de qualidade da água avaliados em uma simulação de modelo matemático, e que estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Faixa de valores típicos dos coeficientes de reação para diferentes parâmetros de qualidade

Parâmetros	Variável	Descrição	Unidade	Faixa de valores	
				Mínimo	Máximo
DBO	$k_{DBO,d}^{20}$	Coeficiente de desoxigenação devido a DBO carbonácea a 20ºC	dia^{-1}	0,02	3,40
	$k_{DBO,f}^{20}$	Coeficiente de redução da DBO carbonácea devido à sedimentação a 20ºC	dia^{-1}	-0,36	0,36
Fósforo	$k_{P,oi}^{20}$	Coeficiente de decaimento de fósforo orgânico para inorgânico a 20ºC	dia^{-1}	0,01	0,70
	$k_{P,f}^{20}$	Coeficiente de sedimentação de fósforo orgânico a 20ºC	dia^{-1}	0,001	0,10
	$k_{P,s}^{20}$	Coeficiente de aporte de fósforo inorgânico por organismos bentônicos a 20ºC	$mg.m^{-2}.dia^{-1}$	variável	
OD	$k_{OD,d}^{20}$	Coeficiente de demanda de oxigênio pelo sedimento a 20ºC	$mg.m^{-2}.dia^{-1}$	variável	
	k_a^{20}	Coeficiente de reaeração a 20ºC	dia^{-1}	0	100,00

Fonte: BROWN e BARNWELL (1987)

Os coeficientes de reaeração estão em função da velocidade e da profundidade do curso d'água. Entretanto, não existem equações ideais para todas as condições de simulação, e dependendo do conjunto de dados utilizados, do intervalo dos coeficientes de reaeração neste conjunto de dados e da medição de erros selecionados, a melhor equação pode ser alterada (BOWIE *et al.*, 1985).

Na Tabela 2 está apresentada a formulação e a faixa de aplicação aproximada para as três principais equações empregadas na literatura, com faixas de aplicabilidade que se complementam.

Tabela 2 – Principais equações utilizadas para a obtenção dos coeficientes de reaeração

Autor	Equação	Faixa de aplicabilidade aproximada	
		Altura (m)	Velocidade (m.s^{-1})
O'Connor e Dobbins	$3{,}93.v^{0,5}.H^{-1,5}$	0,60 ≤ *H* < 4,00	0,05 ≤ v < 0,80
Churchill *et al.*	$5{,}014.v^{0969}.H^{-1,673}$	0,60 ≤ *H* < 4,00	0,80 ≤ v < 1,50
Owens *et al.*	$5{,}340.v^{0,67}.H^{-1,85}$	0,10 ≤ *H* < 0,60	0,05 ≤ v < 1,50

Fonte: VON SPERLING (2007); HORN *et al.* (2013); QUEIROS *et al.* (2015); GONÇALVES *et al.* (2020)

3.4 SOCIO-HIDROLOGIA

As interações entre a hidrologia e o ser humano começaram a ser discutidas por Falkenmark no final da década de 1970, em que foi destacada a necessidade de envolvimento da hidrologia com a sociedade para o planejamento do uso sustentável dos recursos hídricos. À época, essas interações bidirecionais foram denominadas como hidro-sociologia (VANELLI, 2023; MADANI e SHAFIEE-JOOD, 2020; VANELLI e KOBIYAMA, 2019).

Em 2012, Sivapalan *et al*. (2012) propuseram a socio-hidrologia como uma nova ciência que visa compreender a dinâmica e a coevolução dos sistemas acoplados humano-água. Entretanto, Madani e Shafiee-Jood (2020) e Sivakumar (2012) *apud* Kobiyama *et al.* (2018) mencionam que a socio-hidrologia não pode ser considerada como uma nova ciência, mas sim uma reformulação do conceito proposto por Falkenmark.

Kobiyama *et al.* (2018) citam que os termos hidro-sociologia e socio-hidrologia são similares por tratarem das interações entre os processos hidrológicos e humanos, e reforçam que a ciência em si é importante, independente do nome dado a ela.

Atualmente, o termo proposto por Sivapalan *et al.* (2012) é o mais utilizado pela comunidade científica, evidenciado pelo crescente número de estudos que abordam ou abordaram este assunto, indicando um forte interesse e engajamento no assunto (MADANI e SHAFIEE-JOOD, 2020; VANELLI e KOBIYAMA, 2019).

Sendo assim, pode-se dizer que a socio-hidrologia busca preencher a lacuna entre a hidrologia e as ciências sociais, enfatizando a necessidade de uma abordagem sistêmica para estudar as interações humano-água, ou seja, realizar uma

análise de como as ações humanas influenciam os sistemas de água e vice-versa por meio de uma estrutura interdisciplinar.

Em função da sua interdisciplinariedade, a socio-hidrologia pode ser aplicada no gerenciamento de desastres, como feito pelo estudo de Vicario *et al.* (2020), que aplicaram um modelo de evacuação de inundação no rio Paglia, na Itália. Este modelo é capaz de fornecer, por exemplo, alertas para agências de proteção acerca de risco de inundações em uma determinada região em tempo hábil para direcionamento das ações. Isso é feito através da interação e cruzamento de diversos elementos inseridos no modelo, como riscos, ambientes construídos, população, condições de trânsito e agências de proteção civil.

Vanelli (2023) estudou a socio-hidrologia no município de Rio Negrinho, em Santa Catarina, também focando na redução de risco e desastres associados a perigos naturais, como as inundações. A partir da composição de índices sociais, econômico, infraestrutura e vulnerabilidade dos setores censitários, a autora mapeou as áreas de riscos a inundação, que forneceu dados que podem nortear decisões de uso e ocupação do solo; embasar estudos de mobilidade urbana em situações de inundação; incentivar a elaboração de planos de ação, tanto pelo poder público quanto pela população, para autoproteção.

A socio-hidrologia pode ser aplicada na agricultura, como foi feito por Ross e Chang (2021) *apud* Yu *et al.* (2022), que desenvolveram um modelo dinâmico de um sistema socio-hidrológico dependente de bacia hidrográfica, objetivando melhorar a resiliência e a capacidade de adaptação às mudanças climáticas. Esse modelo foi aplicado na bacia do rio Hood, nos Estados Unidos, que mostrou que as mudanças climáticas reduzem a água voltada para irrigação no verão e destacou a necessidade de interação entre os usuários da água em respostas as influências dessas mudanças na vazão disponível da bacia.

Além da aplicação no gerenciamento de desastres e na agricultura, a socio-hidrologia é considerada uma ferramenta-chave na formulação de políticas públicas para o gerenciamento dos recursos hídricos (YU *et al.*, 2022). Estudos desenvolvidos por Ferreira *et al.* (2018), Kim *et al.* (2021), Oneda e Barros (2021), Bittencourt e Fernandes (2021), Almeida *et al.* (2024), e Assis *et al.* (2024) mostraram a importância do envolvimento do poder público em todos os níveis (federal, estadual e municipal) e da sociedade civil para obtenção de resultados exitosos na gestão da água.

Ferreira *et al.* (2018) apresentaram os desafios, estratégias e impacto para a gestão dos recursos hídricos para o controle da poluição difusa, em que a qualidade da água de rios e reservatórios é reflexo direto das atividades desenvolvidas em uma bacia hidrográfica. Para tanto, os autores revisaram os modelos de poluição difusa existentes que fossem adequados à realidade brasileira. De um modo geral, os modelos se mostraram como poderosas ferramentas de apoio para o processo de identificação de áreas geradoras e para o processo de tomada de decisão em conjunto com a população e ao estudo de alternativas para mitigação dos efeitos dos processos de ocupação na bacia e implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos. A partir dessa contextualização, os autores concluíram que as atividades humanas impactam na qualidade da água superficial, que tem sido agravada pela impermeabilização das superfícies em áreas urbanas e pela crescente utilização de fertilizantes, defensivos e outros insumos agrícolas e industriais. Essas dinâmicas associadas a cenários populacionais e socioeconômicos podem impactar a população se constatados problemas de qualidade da água para abastecimento. Assim, o sucesso de um programa de controle da poluição difusa reside na coleta de dados ambientais de quantidade e qualidade, na aplicação do processo de tomada de decisão, na forma como os resultados são apresentados aos decisores e à população, de maneira que a comunicação seja facilitada entre os diferentes atores envolvidos e atender o objetivo do programa de controle da poluição.

Kim *et al.* (2021), por exemplo, avaliaram a evolução das políticas voltadas para a qualidade da água nas bacias hidrográficas dos rios Willamette e Nakdong, que atravessam o estado de Oregon, nos Estados Unidos, e as cidades de Daegu e Busan, na Coreia do Sul, respectivamente. Ambas foram escolhidas por serem consideradas regiões críticas economicamente, socialmente e ambientalmente. A estrutura socio-hidrológica empregada foi analisar a evolução das políticas de qualidade da água nos dois países, que permitiu verificar como os sistemas sociopolíticos influenciam na gestão da água ao longo do tempo. Como resultado, tem-se que o apoio financeiro dos governos, aliado com a pressão pública e forte supervisão, foram essenciais para o controle de fontes pontuais. Entretanto, a adoção de medidas distintas no Oregon (governança colaborativa e local) e na Coreia do Sul (governança centralizada e não local) para controle das fontes não pontuais não obteve o mesmo sucesso das políticas para as fontes pontuais. Assim, os autores concluíram que as medidas de controle de poluição necessitam de uma governança adaptativa para uma gestão

eficaz dos recursos hídricos, que permita identificar caminhos para a resiliência hídrica, principalmente com os desafios a serem enfrentados com as mudanças climáticas.

Oneda e Barros (2021) avaliaram e compararam os planos de gestão de águas pluviais de três municípios: Joinville, em Santa Catarina, Porto Alegre, no Rio Grande do Sul, e Maia, em Portugal. As cidades analisadas representam diferentes estágios no planejamento dos recursos hídricos, sendo que o município português serve como exemplo para uma gestão de águas pluviais eficaz, com práticas estruturais e não estruturais, incluindo o controle da poluição. Os autores mencionam que a legislação brasileira é fragmentada e não possui integração com as políticas ambientais, onde o foco se concentra na solução imediata de problemas ao invés de estratégias a longo prazo. Como conclusão, os autores entendem que há necessidade de planejamento integrado e a participação pública deve ser enfatizada para a melhora da resiliência urbana e da sustentabilidade.

Bittencourt e Fernandes (2021) discutiram o conceito de socio-hidrologia para compreensão e melhoria da implantação dos instrumentos de recursos hídricos, realizando uma interpretação integrada de informações sociais, de gestão de recursos hídricos e de qualidade da água na bacia de estudo a bacia hidrográfica do Alto Iguaçu, localizada no estado do Paraná. Os resultados indicaram que, apesar do estabelecimento de um Comitê de Bacia Hidrográfica e da aprovação de um plano de bacia, não houve melhoria clara nos indicadores de qualidade da água, sugerindo possíveis falhas na estrutura institucional e na alocação de recursos financeiros. Sendo assim, o estudo enfatizou a necessidade de melhoria na integração de vários níveis de governança e recursos financeiros para que as metas estabelecidas pela Política Nacional de Recursos Hídricos sejam alcançadas. Também apontou a importância da participação pública no processo de planejamento para aumentar a responsabilidade e a eficácia na gestão dos recursos hídricos.

Almeida *et al.* (2024) estudaram a interface entre a socio-hidrologia, os componentes de instrumentos de enquadramento e a aplicação de técnicas para a melhoria da gestão da qualidade da água em bacias hidrográficas urbanas. Segundo os autores, a socio-hidrologia propicia a visão mútua entre os componentes dos sistemas hidrológico e humano; o enquadramento, um instrumento de gestão, para ser implementado necessita de ações que depende de tecnologias disponíveis e, consequentemente, do quanto se está disposto a investir, sendo que as soluções

baseadas na natureza (SBN) podem ser medidas adaptativas capazes de complementar as estruturas antrópicas comumente utilizadas por reduzir os custos de operação e de manutenção de sistemas de água e efluentes, trazendo benefícios tanto para o sistema hidrológico, quanto para o sistema humano. Com isso, a integração pode facilitar a definição de programas de investimentos, uma vez que se baseia na aproximação propiciada pela área urbana dos atores estratégicos, da comunidade e do governo, além de que a abordagem conjunta pode deixar mais claro a conexão entre os aspectos sociais, econômicos e hidrológicos.

Assis *et al.* (2024) abordaram a educação ambiental como um fator-chave na promoção de uma gestão sustentável dos recursos hídricos, que se torna necessária diante dos desafios relacionados à água, exigindo a integração entre água e sociedade. Nesse sentido, o estudo apresentou as diretrizes brasileiras relacionadas à educação ambiental e a tendência de direcionamento aos cenários atuais, bem como estrutura da gestão dos recursos hídricos. Ademais, discutiu-se a importância da qualidade da água como consequência das ações antrópicas e indicadora da efetividade da implementação da educação ambiental como ferramenta na busca de sustentabilidade. Por fim, concluiu-se que as práticas educativas desempenham um papel central na mudança de mentalidade e promovem atitudes e ações da sociedade em prol da preservação dos recursos naturais.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente estudo é composto por seis etapas: (i) avaliação da qualidade da água no Rio Jacaré-Pepira no período de 2015 a 2022, corpo hídrico selecionado para a etapa de calibração do modelo de qualidade da água e monitorado pela CETESB; (ii) calibração do modelo; (iii) avaliação dos ajustes entre os dados calibrados e de monitoramento da CETESB; (iv) simulação de qualidade da água na BH-TJ com os coeficientes calibrados; (v) análise dos resultados na simulação, comparando-os com os padrões de qualidade da água constantes na Resolução CONAMA n° 357 (CONAMA, 2005) e identificando possíveis impactos na região estudada; e (vi) aplicação do conceito de socio-hidrologia na BH-TJ.

4.1 MATERIAIS EMPREGADOS

O modelo matemático APERH está sendo utilizado como ferramenta de apoio deste trabalho de maneira a avaliar a qualidade da água dos corpos hídricos superficiais da Bacia Hidrográfica dos Rios Tietê/Jacaré (BH-TJ).

Resumidamente, a consecução da calibração utilizou o APERH para a obtenção dos balanços hídricos quantitativo e qualitativo, cujos resultados quali-quantitativos da simulação da bacia hidrográfica dos rios Tietê/Jacaré foram exportados para uma planilha do programa Microsoft Excel®, desenvolvida especificamente para a calibração do modelo matemático.

Os dados de cargas pontuais e difusas provenientes de esgoto doméstico constantes no modelo APERH foram baseados em dados de outorgas do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) e os dados de esgotos industriais foram correspondentes as outorgas existentes, baseadas nos dados do DAEE, da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e do Cadastro Nacional dos Usuários de Recursos Hídricos (CNARH). Estas informações foram extraídas do Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH) de São Paulo 2020-2023 e tiveram como ano-base 2017, com projeção para o ano de 2023. Tanto para os dados de esgoto doméstico quanto para o esgoto industrial, houve a necessidade de refinamento e adequação para a unidade de área trabalhada pelo modelo, ou seja, em bases hidrográficas ottocodificadas, que, segundo ANA (2007), *"...visa a geração*

de tabelas topológicas da rede hidrográfica em diferentes escalas e áreas de contribuição de trechos compatíveis com a escala de trabalho”.

4.1.1 Modelo APERH

As simulações de qualidade da água foram realizadas com o modelo APERH, incluindo a sua calibração, por meio do módulo de qualidade da água, que foi executado após a introdução de dados referentes à demanda da água, enchimento/esvaziamento dos reservatórios, lançamentos e pontos de lançamentos, concentração das variáveis de qualidade da água, e outras condições de contorno.

Através de formulações analíticas e considerando os efeitos de dispersão (advecção e difusão) e de processos de decaimento (reaeração, degradação, sedimentação, amonificação, nitrificação, ressurgimento de fundo, demanda de fundo, respiração, fotossíntese, entre outros) foram efetuados cálculos das concentrações dos parâmetros ao longo do tempo dos diversos elementos simulados em cada trecho modelado, fornecendo uma quantificação da qualidade físico-química de um curso d’água através da determinação de diversos parâmetros, permitindo realizar o refinamento do balanço qualitativo (CONSÓRCIO COBRAPE/CH2MHILL e LABSID, 2017).

O módulo de qualidade da água do APERH é capaz de simular 14 parâmetros de qualidade da água, sendo demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD) e fósforo total os parâmetros considerados neste estudo.

4.2 MÉTODO DE PESQUISA

O método de pesquisa para o desenvolvimento das seis etapas mencionadas no *caput* deste Capítulo 4 está descrito nos itens seguintes.

4.2.1 Monitoramento da qualidade da água no rio Jacaré-Pepira

A situação qualitativa do rio Jacaré-Pepira, corpo hídrico selecionado para a calibração do modelo matemático de qualidade d’água, foi avaliada de acordo com os resultados do monitoramento da qualidade da água realizada pela CETESB. Para tanto, as concentrações médias anuais dos parâmetros DBO, OD e fósforo total do

período de 2015 a 2022 foram confrontadas com os padrões de qualidade da água estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 (CONAMA, 2005) para a classe 3, enquadramento em que se encontra o rio Jacaré-Pepira.

4.2.2 Balanço hídrico quantitativo e qualitativo

A etapa prévia a calibração é o cálculo dos balanços hídricos quantitativo e qualitativo da bacia estudada, realizada com o auxílio do modelo APERH. O modelo realiza primeiramente o balanço hídrico quantitativo e, na sequência, o balanço hídrico qualitativo.

Para o balanço hídrico quantitativo, que avalia o nível de comprometimento hídrico de uma bacia hidrográfica através do balanço das entradas e saídas do sistema hídrico, foi considerada para a entrada, a vazão de referência $Q_{95\%}$ para a disponibilidade hídrica; e para a saída, as vazões outorgadas e estimadas de cada tipologia de demanda. Essas informações compõem o modelo APERH e são advindas do estudo da SIMA (2020).

Para o balanço hídrico qualitativo, foram adotadas as seguintes premissas:

- aporte de cargas pontuais e difusas provenientes dos efluentes doméstico e industrial;
- coeficientes de reação de 1ª ordem dos parâmetros baseados nos valores intermediários da faixa típica constante na literatura específica e levantada por Brown e Barnwell (1987) e von Sperling (2007);
- reservatórios não foram considerados por serem do tipo fio d'água, ou seja, apresentam baixa variação de nível e utilização e podem ser simulados como rios; e
- concentrações naturais dos parâmetros DBO, OD e fósforo total foram obtidas por meio dos dados de monitoramento da CETESB na BH-TJ, realizado no ano de 2022, sendo selecionado o ponto localizado em ambiente lótico e que apresentasse as melhores condições qualitativas, desde que atendesse ao enquadramento em que o corpo hídrico se encontra. Nesse sentido, o ponto JPEP03150, localizado no rio Jacaré-Pepira, no município de Brotas, foi selecionado por apresentar uma das melhores situações qualitativas da BH-TJ no ano de 2022 e, apesar de sua proximidade com a área urbana de Brotas e de áreas agrícolas, uma

parte da região apresenta áreas florestais e silvicultura. Na Tabela 3 são mostradas as concentrações naturais consideradas para a obtenção do balanço hídrico qualitativo, proveniente do monitoramento no rio Jaú.

Tabela 3 – Concentrações médias naturais adotadas na BH-TJ, baseada no ponto JPEP03150, no rio Jacaré-Pepira no ano de 2022

Parâmetros	Unidade	Valores
DBO	$mg.L^{-1}$	1,53
OD	$mg.L^{-1}$	7,93
pH	-	6,96
Fósforo orgânico	$mg.L^{-1}$	0,0175
Fósforo inorgânico	$mg.L^{-1}$	0,0175

Fonte: CETESB (2023)

4.2.2.1 Estimativa das vazões de referência

A disponibilidade hídrica superficial que integra o modelo APERH foi determinada no âmbito do “Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (PERH) 2020-2023”, realizado para a Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SIMA) em 2020.

A análise da disponibilidade hídrica está baseada nos dados hidrológicos constantes no estudo de “Regionalização Hidrológica no Estado de São Paulo”, elaborado pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) em 1988. Nesse estudo, as disponibilidades hídricas foram quantificadas com a utilização de procedimentos e equacionamentos resultantes do estudo de regionalização hidrológica, considerando vazões médias e mínimas aplicadas às séries históricas de vazões medidas em estações fluviométricas instaladas nos corpos d’água. Os resultados desse estudo de regionalização permitem obter cinco vazões características para qualquer seção de um corpo hídrico, a partir de sua localização e área de contribuição a montante.

Com a estiagem ocorrida no estado de São Paulo entre os anos de 2013 e 2015, SIMA (2020) considerou necessário avaliar a representatividade da seca na série de vazões naturais. Nesse sentido, essa avaliação foi feita através de dados disponíveis da série de vazões mensais naturais do Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS) e do Plano Diretor de Abastecimento de Água da Região Metropolitana

de São Paulo, elaborado pela Sabesp em 2017, consistidas entre 1931 e 2015. Essa análise permitiu identificar tendências na disponibilidade de água nas vazões com 95% de permanência ($Q_{95\%}$) e revelou que 20 das 97 séries históricas de vazões mensais registraram seus fluxos mínimos em 2014, destacando o impacto significativo da crise hídrica de 2013/2014 para o estado de São Paulo, e concluiu que é aceitável utilizar a regionalização do DAEE para o cálculo das vazões de referência, a despeito da inclusão desse período de escassez.

Desta maneira, SIMA (2020) consolidou as vazões de referência $Q_{média}$, $Q_{95\%}$ e $Q_{7,10}$, que foram introduzidas no módulo quantitativo do modelo APERH, e são apresentadas na Tabela 4 para a UGRHI 13 e suas Sub-UGRHIs, que são as divisões propostas para as UGRHIs do estado de São Paulo para auxiliar no cálculo do balanço e melhorar o direcionamento das ações voltadas para recursos hídricos.

Tabela 4 – Vazões de referência na UGRHI 13 - TJ

UGRHI	Sub-UGRHI	Nome Sub-UGRHI	Área (km^2)	$Q_{média}$ ($m^3.s^{-1}$)	$Q_{7,10}$ ($m^3.s^{-1}$)	$Q_{95\%}$ ($m^3.s^{-1}$)
13	13.1	Alto Jacaré-Guaçu	1.094	9,68	3,99	4,99
	13.2	Médio Jacaré-Guaçu	1.075	9,58	3,95	4,94
	13.3	Baixo Jacaré-Guaçu	1.705	14,40	5,94	7,42
	13.4	Alto Jacaré-Pepira	1.402	12,21	5,04	6,29
	13.5	Baixo/Médio Jacaré-Pepira	1.057	8,60	3,54	4,43
	13.6	Rio Jaú	473	3,91	1,61	2,02
	13.7	Rio Tietê/ Rio Lençóis	2.082	16,24	6,70	8,37
	13.8	Rio Bauru	614	4,72	1,95	2,43
	13.9	Rio Tietê/Rio Claro	2.277	17,65	7,28	9,10
		Total	**11.779**	**97,00**	**40,00**	**50,00**

Fonte: SIMA (2020)

4.2.2.2 Estimativa das cargas poluidoras

As cargas poluidoras constantes no modelo APERH também foram estimadas por SIMA (2020) para o ano de 2023, considerando os parâmetros DBO e fósforo total, que foram espacializadas em base georreferenciada ottocodificada.

SIMA (2020) considerou que as cargas poluidoras podem atingir o corpo d'água de forma pontual ou de forma não pontual. As cargas pontuais são oriundas de lançamentos de estações de tratamento de esgoto (ETE) doméstico e industrial, enquanto as cargas não pontuais são originárias do afastamento do esgoto doméstico

coletado e não tratado, do esgoto doméstico não coletado e das cargas difusas, que são diretamente relacionados ao uso do solo.

As cargas de origem doméstica foram estimadas a partir da carga diária gerada por habitante dos parâmetros DBO e fósforo total, 54,0 $g.hab^{-1}.dia^{-1}$ e 1,0 $g.hab^{-1}.dia^{-1}$, respectivamente. É válido mencionar que para as cargas de DBO e fósforo total não coletadas pelos sistemas de esgotamento sanitário e cargas de DBO e fósforo total coletadas e não tratadas não foi considerado nenhum abatimento. Para as cargas coletadas e tratadas foram consideradas as eficiências das ETEs para DBO, e uma eficiência de 30% de remoção para fósforo total (SIMA, 2020).

Já a estimativa das cargas industriais, SIMA (2020) considerou as cargas lançadas diretamente aos corpos hídricos, obtidas a partir do cadastro de outorgas do DAEE e da ANA.

Quando na ausência de informações sobre as concentrações de lançamento nos corpos hídricos, foram atribuídas as concentrações típicas industriais de DBO e fósforo total, constantes nos estudos desenvolvidos por NOAA (1993) e CETESB (2002). Para concentrações não disponíveis no cadastro de outorgas e não sendo possível identificar o empreendimento nos estudos de NOAA (1993) e CETESB (2002), foram adotados os limites máximos estabelecidos pelo Decreto Estadual nº 8.468 (SÃO PAULO, 1976) e pela Resolução CONAMA nº 357 (CONAMA, 2005), obedecendo à classe de enquadramento do corpo d'água receptor.

E, no caso das cargas difusas, a estimativa foi realizada a partir do cruzamento das tipologias de uso e cobertura do solo nas ottobacias com os coeficientes de exportação por unidade de área de DBO e fósforo total. Os valores de coeficientes de exportação foram compilados de diversos estudos que trataram desse tema, como SMA (1998), Comitês PCJ (2010) e ANA (2016). Na Tabela 5 estão apresentados os coeficientes de exportação considerados para a estimativa de cargas difusas.

Tabela 5 – Coeficientes de exportação de origem difusa

Categoria de Uso do Solo	DBO ($kg.km^{-2}.dia^{-1}$)	Fósforo total ($kg.km^{-2}.dia^{-1}$)
Área Artificial	16,00	0,136
Área Agrícola	4,91	0,066
Pastagem com Manejo	1,08	0,001
Mosaico de Ocupações em Área Florestal	1,17	0,002
Silvicultura	4,91	0,066
Vegetação Florestal	1,17	0,002
Área Úmida	1,17	0,002
Vegetação Campestre	1,08	0,001
Mosaico de Ocupações em Área Campestre	1,08	0,001

Fonte: Adaptado de SMA (1998), PCJ (2011) e ANA (2016)

4.2.2.3 Estimativa da vazão de lançamento de esgotos domésticos e industriais

a) Esgotos domésticos:

As vazões de lançamento de esgotos domésticos foram calculadas por SIMA (2020) para três diferentes parcelas: esgoto coletado e tratado, esgoto não coletado e esgoto coletado e não tratado, a partir de informações constantes no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), atual Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA), no estudo “Atlas Brasil de Despoluição de Bacias Hidrográficas: Tratamento de Esgotos Urbanos” e no cadastro de outorgas do DAEE e da ANA.

Para efeitos do balanço hídrico quantitativo, através da demanda urbana, foi possível calcular a vazão do esgoto doméstico produzido considerando um coeficiente de retorno de 80%, distribuída pela população com coleta e tratamento, com coleta e sem tratamento e sem coleta. Com a vazão produzida, obteve-se a vazão coletada e tratada de acordo com os índices de coleta e tratamento; a vazão coletada e não tratada, desconsiderando a parcela que foi tratada; e a vazão não tratada, desconsiderando as parcelas coletadas e tratadas.

A espacialização das vazões no modelo APERH foi realizada de forma pontual para as parcelas de esgoto coletado e tratado, através da localização geográfica das ETEs, enquanto as parcelas de esgoto coletado e não tratado, e de esgoto não coletado foram associadas à classe área artificial, definida na base

georreferenciada de uso e cobertura do solo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

b) Esgotos industriais:

No que concerne às vazões de lançamento de esgotos industriais, o cálculo realizado por SIMA (2020) considerou os dados de outorgas com vazões de captação iguais ou superiores a 200,0 $L.s^{-1}$, que foram classificadas segundo as atividades industriais definidas pela Classificação de Atividades Econômicas 2.0 (CNAE).

Após a classificação das atividades, aplicou-se a Matriz de Coeficientes Técnicos de Recursos Hídricos no Brasil, publicado pela Fundação Arthur Bernardes (FUNARBE) em 2011, que relaciona as taxas de consumo e retorno por atividade industrial, para a determinação dos coeficientes de retorno. Esses coeficientes foram aplicados nas vazões de captação, obtendo-se as vazões de lançamento. Ressalta-se que para dois ramos industriais (fabricação e refino de açúcar e de fabricação de biocombustíveis), FUNARBE (2011) indica que não existe retorno. Neste caso, foi adotado como coeficiente de retorno 20% da vazão de água captada para essas tipologias industriais. Ressalta-se que para as outorgas com vazões inferiores a 200,0 $L.s^{-1}$ e nos casos em que não foi possível identificar as atividades industriais, foram atribuídos como coeficiente de retorno 80% da vazão de captação.

A espacialização dos lançamentos industriais no modelo APERH, onde está atribuída a vazão calculada, foi realizada na ottobacia a jusante em que se encontra o ponto de captação, para que no cálculo de balanço hídrico não fosse gerada disponibilidade hídrica falsa.

4.2.2.4 Coeficientes calibrados

Para que fosse possível calibrar os parâmetros de qualidade da água DBO, OD e fósforo total, foi necessário realizar uma simulação de qualidade da água para a obtenção do balanço hídrico qualitativo. Este balanço hídrico foi obtido com base nos coeficientes de reação teóricos, ou seja, adotou-se valores intermediários observados na faixa típica de valores apresentada anteriormente nas Tabelas 1 e 2 e que foram compilados por Brown e Barnwell (1987) e von Sperling (2007), considerando a proposta de diversos autores.

Na Tabela 6 estão apresentados os valores iniciais adotados dos coeficientes para a simulação de qualidade da água no APERH, cujo resultado foi o balanço hídrico qualitativo.

Tabela 6 – Coeficientes adotados inicialmente no modelo (base a 20ºC)

Parâmetro	Coeficiente	Descrição do coeficiente	Valor (unidade)
DBO	$k_{DBO,d}^{20}$	Coeficiente de desoxigenação devido à DBO carbonácea a 20ºC	0,200 dia^{-1}
	$k_{DBO,f}^{20}$	Coeficiente de redução da DBO carbonácea devido à sedimentação a 20ºC	0,050 dia^{-1}
Fósforo	$k_{P,oi}^{20}$	Coeficiente de decaimento de fósforo orgânico para inorgânico a 20ºC	0,200 dia^{-1}
	$k_{P,f}^{20}$	Coeficiente de sedimentação de fósforo orgânico a 20ºC	0,020 $g.m^{-2}.d^{-1}$
OD	$k_{OD,d}^{20}$	Coeficiente de oxigênio por demanda de sedimento	0,00 $g.m^{-2}.dia^{-1}$
	k_a^{20}	Coeficiente de reaeração (1)	-

Obs.: (1) O coeficiente de reaeração pode ser calculado de cinco maneiras distintas, através: da inserção de um valor fixo; da escolha de equações proposta por O'Connor e Dobbins (1958), Churchill *et al.* (1962) e Owens *et al.* (1964); ou automaticamente, com seleção realizada pelo modelo por uma das equações mencionadas, em função da velocidade e profundidade do trecho simulado.

Fonte: Elaborado pela autora (2023)

4.2.3 Calibração do modelo matemático

A calibração do modelo matemático foi conduzida por três etapas: (i) seleção do corpo hídrico para calibração do modelo APERH; (ii) cálculo dos balanços hídricos quantitativo e qualitativo, com base nos coeficientes de reação constantes na literatura específica; e (iii) calibração do modelo matemático de qualidade da água.

4.2.3.1 Seleção do corpo hídrico para a calibração do modelo

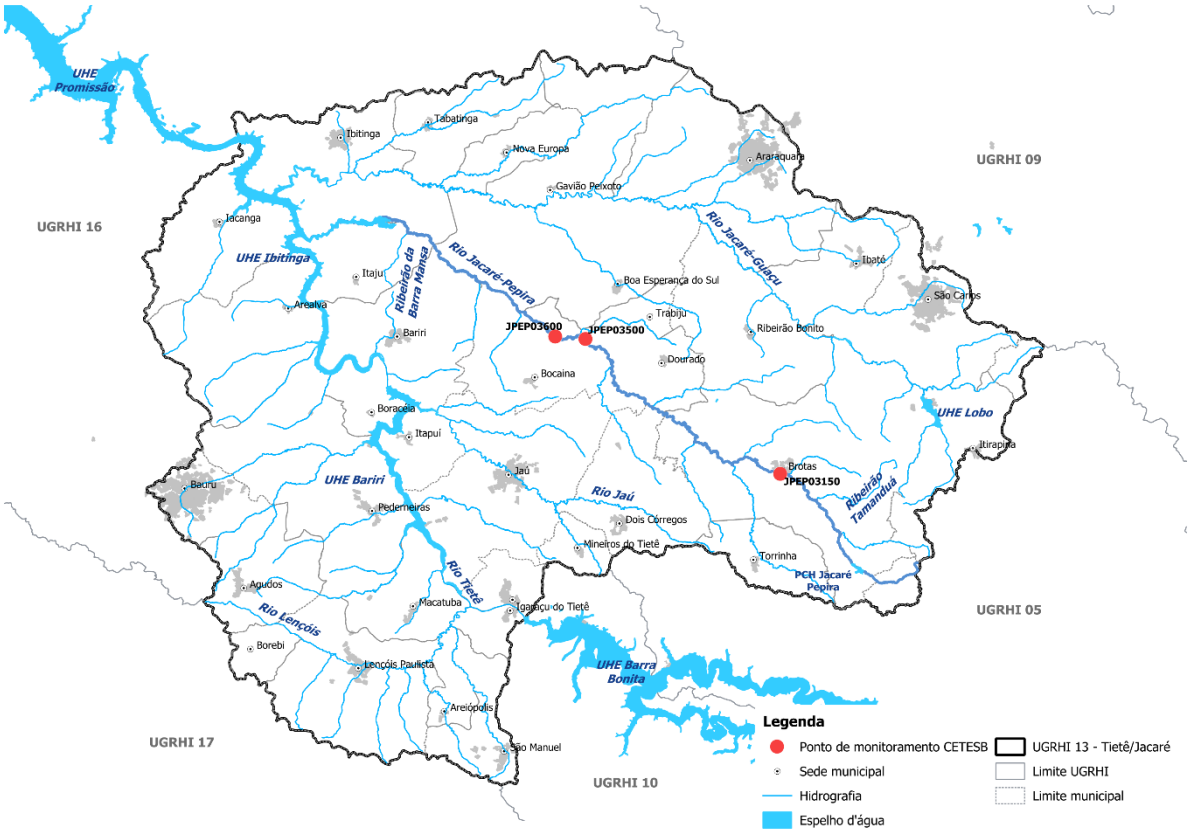
A BH-TJ possui 16 pontos monitorados pela CETESB nos corpos d'água que a integram, sendo que o rio Jacaré-Pepira é um dos corpos hídricos que apresenta o maior quantitativo em seu leito (três no total), e apresenta uma boa situação qualitativa. Por esse motivo, foi selecionado para a calibração do modelo APERH.

O rio Jacaré-Pepira está localizado na região central da BH-TJ e possui uma extensão de, aproximadamente, 174 km, encontrando-se nas coordenadas 21º54'28''S e 48º53'37''O. Nasce na Serra de Itaqueri, nas divisas dos municípios de Brotas e São Pedro, a uma altitude de 960 metros, e deságua na margem direita do

Rio Tietê, nas divisas dos municípios de Itaju e Ibitinga (MAIER e TOLENTINO, 1986; MARCUZZO e WENDLAND, 2018).

Na Figura 16 estão ilustrados a localização do rio Jacaré-Pepira na BH-TJ e os pontos de monitoramento da CETESB. Já as informações dos pontos de monitoramento localizados ao longo do Rio Jacaré-Pepira (código do ponto, município e coordenadas) estão apresentadas na Tabela 7.

Figura 16 – Pontos de monitoramento da CETESB no rio Jacaré-Pepira



Fonte: Elaborado pela autora (2023)

Tabela 7 – Informações dos pontos de monitoramento no Rio Jacaré-Pepira

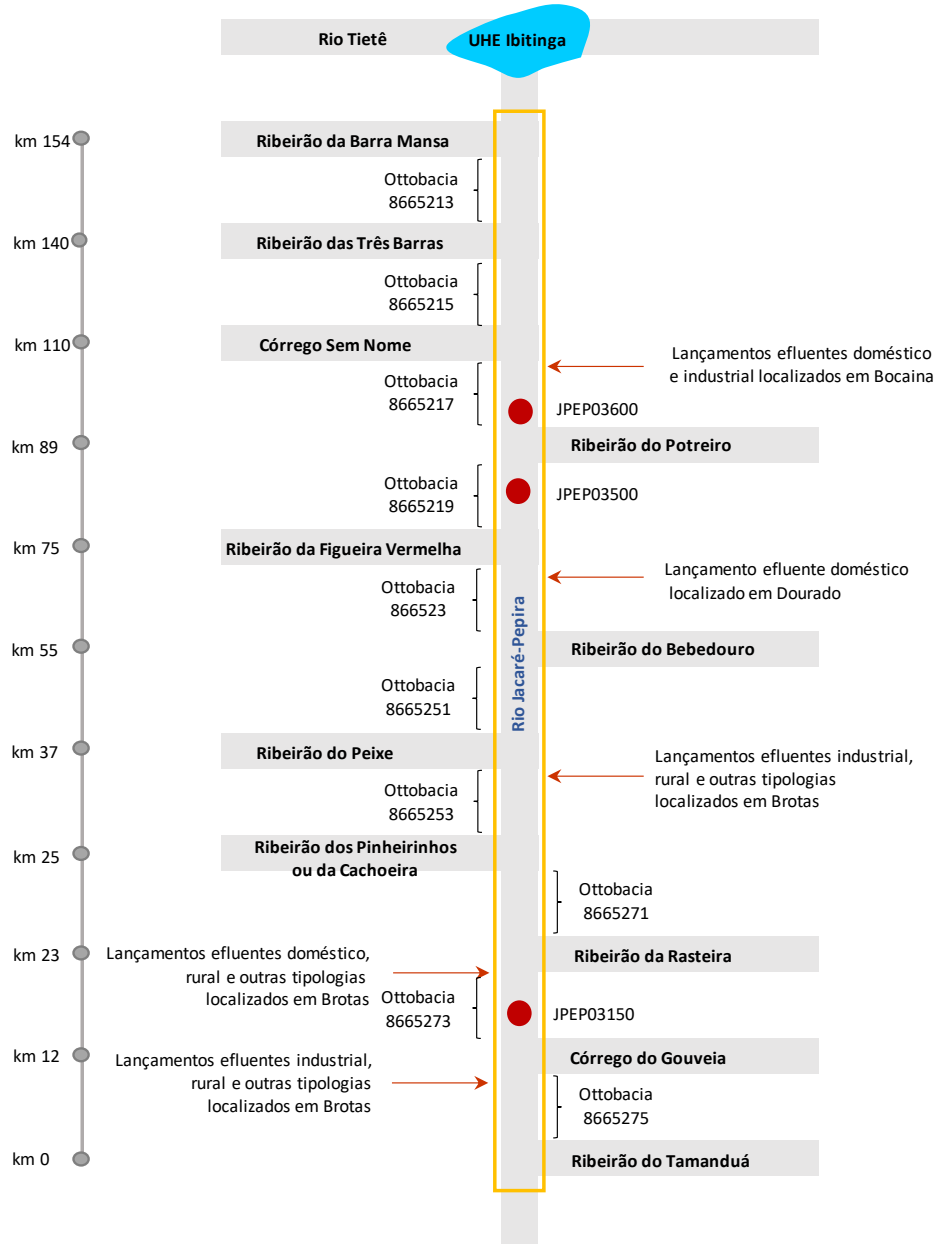
Ponto de monitoramento	Município	Coordenada	
		Latitude	Longitude
JPEP03150	Brotas	-22,291667	-48,129167
JPEP03500	Dourado	-22,077222	-48,438611
JPEP03600	Bocaina	-22,073333	-48,486667

Fonte: CETESB (2023)

A calibração do rio Jacaré-Pepira ocorreu em um trecho de 154 km, iniciando-se na confluência com o ribeirão Tamanduá e terminando na confluência com ribeirão da Barra Mansa. A unidade de trabalho para a calibração foi a ottobacia, descrita no item 3.3.2, totalizando 10 unidades geográficas em escala 1:50.000.

Na Figura 17 está ilustrado o diagrama esquemático do corpo hídrico em questão, incluindo as ottobacias, os principais afluentes, os pontos de monitoramento da CETESB, os pontos notáveis existentes e o trecho calibrado do rio Jacaré-Pepira, representado na cor laranja.

Figura 17 – Diagrama esquemático do trecho calibrado do rio Jacaré-Pepira



Fonte: Elaborado pela autora (2023)

4.2.3.2 Calibração do modelo matemático de qualidade de água

O processo de calibração do modelo APERH é realizado em uma planilha do *Microsoft Excel*® de forma automatizada, com a aplicação da ferramenta *Solver* em sua função objetivo, um método de otimização não-linear. O método empregado foi o Gradiente Reduzido Generalizado (GRG) Não Linear, já considerando o aperfeiçoamento feito por Lasdon *et al.* na década de 1970, tornando-o robusto e confiável para integração no *Microsoft Excel*®, a partir do gradiente reduzido desenvolvido por Wolfe em 1962 e generalizado por Abadie e Carpentier em 1966 (GARDENGHI, 2019; MARTÍNEZ e SANTOS, 2020). A solução do problema de minimização não-linear com restrições de igualdade é dada pela seguinte forma (SACOMAN, 2012):

Minimizar $f\ (x)$

Sujeita a: $g_i\ (x) = 0, i = 1, neg$

$$L_i < x_i < U_i, j = 1, n$$

onde:

$L_i =$ limite inferior da variável x_j

$U_i =$ limite superior da variável x_j

Especificamente para a planilha em que é realizada a calibração do modelo APERH, o algoritmo utilizado para a solução do problema de minimização está apresentado na sequência:

Minimizar $f\ (x)$

Sujeita às seguintes restrições:

$k_{DBO,d}^{20} \leq$ limite superior de $k_{DBO,d}^{20}$
$k_{DBO,d}^{20} \geq$ limite inferior de $k_{DBO,d}^{20}$
$k_{DBO,f}^{20} \leq$ limite superior de $k_{DBO,f}^{20}$
$k_{DBO,f}^{20} \geq$ limite inferior de $k_{DBO,f}^{20}$
$k_{P,oi}^{20} \leq$ limite superior de $k_{P,oi}^{20}$
$k_{P,oi}^{20} \geq$ limite inferior de $k_{P,oi}^{20}$
$k_{P,f}^{20} \leq$ limite superior de $k_{P,f}^{20}$
$k_{P,f}^{20} \geq$ limite inferior de $k_{P,f}^{20}$

Os limites inferiores e superiores considerados na calibração do modelo estão baseados na faixa de valores típicos dos coeficientes de reação para diferentes

parâmetros de qualidade da água, que foram compilados por Brown e Barnwell (1987) e apresentados na Tabela 1.

Nos trechos em que o processo de automatização não apresentou boa convergência entre os dados simulados e os dados do monitoramento da CETESB, procedeu-se para os ajustes manuais, de maneira individualizada, dos coeficientes de reação dos parâmetros de modo que estivessem mais bem adequados às concentrações observadas no monitoramento.

4.2.4 Avaliação do ajuste do modelo

Após a calibração dos parâmetros de qualidade da água, avaliou-se o ajuste do modelo entre os dados estimados pelo modelo APERH e os dados observados no monitoramento da CETESB, através da análise do comportamento dos parâmetros, considerando duas abordagens.

A primeira abordagem consistiu na análise de comportamento dos parâmetros feita de forma visual a partir da plotagem do perfil de concentração dos dados estimados e de *boxplots* dos dados do monitoramento da CETESB existentes ao longo do corpo hídrico. A calibração foi considerada bem-sucedida quando o perfil de concentração estivesse ajustado ao *boxplot*, preferencialmente em sua mediana, indicando que houve um bom ajuste aos dados de monitoramento. Caso contrário, o gráfico pode revelar que ainda há necessidade de adequação de um determinado trecho de rio para se obter o melhor ajuste dos parâmetros calibrados.

A segunda abordagem foi feita pelo emprego de um método estatístico, o coeficiente de determinação (CD), apresentado por von Sperling (2007), conhecido também como critério de Nash-Sutcliffe, apresentado por Nash e Sutcliffe em 1970 (SINCOCK *et al.*, 2003). Este critério é expresso pela Equação 10 e mostra a relação entre a soma dos erros ao quadrado e a variância dos dados observados, indicando o grau de correspondência entre os valores estimados pelo APERH e os dados de monitoramento da CETESB.

$$CD = 1 - \frac{\sum(y_{obs} - y_{est})^2}{\sum(y_{obs} - y_{observmed})^2} \qquad \text{Equação 10}$$

onde:

y_{obs} - valor observado no monitoramento da CETESB;

y_{est} - valor estimado pelo APERH

$y_{observmed}$ - valores médios observados no monitoramento da CETESB.

A análise dos resultados do CD seguiu as premissas apresentadas por von Sperling (2007), a saber:

- *"...0 ≤ CD ≤ 1: representa a fração da variância total dos dados observados explicada pelo modelo;*
- *CD = 1: grau de correspondência entre os dados estimados e observados é perfeito;*
- *CD negativo: modelo conduz a um ajuste não melhor que um modelo composto por uma reta horizontal que passa pela média dos pontos observados...".*

4.2.5 Simulação de qualidade da água na BH-TJ e análise dos resultados

A avaliação do nível de comprometimento hídrico da BH-TJ foi realizada com a incorporação dos coeficientes calibrados no item 4.2.3.2, considerando como situação os dados projetados para o ano de 2023 (população, demanda de água, vazão de esgoto, índice de coleta e tratamento de esgoto).

Os resultados dessa simulação foram analisados e comparados com as concentrações máximas estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 357 (CONAMA, 2005) para os parâmetros DBO, OD e fósforo total para verificação de atendimento ou não ao enquadramento em que encontram os corpos hídricos. Ademais, os resultados obtidos desse balanço hídrico qualitativo permitiram estabelecer as equivalências das classes de enquadramento e que, de fato, representam as condições atuais dos corpos d'água da BH-TJ.

Na Tabela 8 estão apresentados os padrões de qualidade da água dos parâmetros DBO, OD e fósforo total, preconizados pela Resolução CONAMA nº 357 (CONAMA, 2005) para as quatro classes de enquadramento de corpos hídricos superficiais.

Tabela 8 – Padrões de qualidade da água para as classes de enquadramento

Parâmetro	Unidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
DBO	$mg.L^{-1}$	≤ 3,00	≤ 5,00	≤ 10,00	-
OD	$mg.L^{-1}$	≥ 6,0	≥ 5,0	≥ 4,0	≥ 2,0
Fósforo total em ambiente lótico	$mg.L^{-1}$	≤ 0,10	≤ 0,10	≤ 0,15	-

Fonte: CONAMA (2005)

4.2.6 Aplicação do conceito de socio-hidrologia na BH-TJ

Para o início das discussões de forma integrada dos aspectos sociais e de gestão dos recursos hídricos, o conceito de socio-hidrologia na BH-TJ foi realizado com os indicadores que compõem o modelo Pressão-Estado-Resposta (PER), desenvolvido pela Organização de Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD), que considera que as atividades humanas exercem pressões no meio ambiente, afetando a sua qualidade e quantidade dos recursos naturais (estado), enquanto a sociedade responde através de políticas ambientais, econômicas e setoriais, e de processos de conscientização e mudança de comportamento (resposta social) (OECD, 2001).

Considerando a estrutura conceitual do modelo PER e baseando-se nas premissas de ANA (2012) e Bittencourt e Fernandes (2021), foram adotadas para cada um dos indicadores as seguintes variáveis:

- Indicadores de pressão: população, uso da água e infraestrutura de saneamento;
- Indicadores de estado: concentração dos parâmetros DBO e fósforo total, observado na simulação de qualidade da água, com avaliação do atendimento ou não ao enquadramento dos corpos hídricos; e Índice de Criticidade Qualitativa (IQ) calculado para ambos os parâmetros, utilizado por ANA (2012) e adaptado por SIMA (2020), em que se considerou a relação da concentração de DBO e fósforo total calculada no trecho pela concentração admitida pela classe de enquadramento do trecho. Para a classificação de IQ DBO e IQ fósforo total, foram adotados os intervalos apresentados na Tabela 9:

Tabela 9 – Classificação de IQ DBO e IQ fósforo total

Classificação	Intervalo
Boa	IQ ≤ 70%
Crítico	70% < IQ ≤ 100%
Muito Crítico	100% < IQ ≤ 200%
Super Crítico	IQ > 200%

Fonte: SIMA (2020)

- Indicadores de resposta: instrumentos de gestão de recursos hídricos, considerando a existência de comitê de bacia hidrográfica, plano de bacia hidrográfica, programas e projetos que visem as ações de preservação, conservação e controle de poluição, e participação da sociedade civil.

A identificação dos indicadores de pressão, estado e resposta permitiram realizar uma análise simplificada da socio-hidrologia na BH-TJ.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos do presente trabalho estão apresentados por tema estudado para que seja possível obter uma melhor compreensão das etapas realizadas, apresentadas no item anterior, e consiste em: (i) avaliação da qualidade da água no rio Jacaré-Pepira, corpo d'água selecionado para calibração do modelo APERH; (ii) resultados do balanço hídrico quantitativo e qualitativo; (iii) avaliação da calibração do modelo de qualidade de água; (iv) avaliação do ajuste entre os dados estimados pelo modelo APERH e os dados do monitoramento da CETESB; (v) análise da simulação da qualidade da água; e (vi) avaliação da aplicação do conceito de socio-hidrologia.

5.1 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA NO RIO JACARÉ-PEPIRA

As concentrações dos parâmetros DBO, OD e fósforo total, resultantes do monitoramento da CETESB, no rio Jacaré-Pepira, corpo d'água selecionado para calibração, estão apresentados na Tabela 10 e representadas graficamente na Figura 18, considerando a média anual do período de 2015 a 2022. Os valores dos parâmetros de qualidade da água foram confrontados com os limites preconizados pela Resolução CONAMA nº 357 (CONAMA, 2005) para a classe 3, enquadramento em que se encontra o rio Jacaré-Pepira, conforme estabelecido pelo Decreto Estadual nº 10.755 (SÃO PAULO, 1977).

A situação qualitativa do rio Jacaré-Pepira mostrou-se boa durante todo o período analisado, com todos os parâmetros em consonância com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 (CONAMA, 2005) para a classe de enquadramento 3, com exceção de 2020, ano em que houve redução significativa nas coletas e análises de água devido à pandemia da Covid-19.

Considerando os parâmetros individualmente, observa-se que a DBO apresentou concentrações típicas de classe 1 (≤ 2,0 $mg.L^{-1}$) nos três pontos de monitoramento. Entretanto, apesar do atendimento à legislação vigente para a classe em que se encontra (classe 3), dois pontos de monitoramento tiveram um pico de concentração em 2016 no ponto JPEP03600 (3,8 $mg.L^{-1}$), e em 2018 no ponto JPEP03150 (5,5 $mg.L^{-1}$). Nos anos subsequentes, as condições qualitativas

retornaram aos valores observados nos anos anteriores aos mencionados, ou seja, 2,0 $mg.L^{-1}$.

No caso do OD e fósforo total, as concentrações sempre estiveram equivalentes à classe 1 de enquadramento, indicando que a carga orgânica proveniente da prática das atividades agrícolas em seu entorno e do aporte de esgoto doméstico é assimilada pelo corpo hídrico, não impactando em sua qualidade da água. Entretanto, fósforo total apresentou pico de concentração em 2020, indicativo que havia carga orgânica na água do rio Jacaré-Pepira.

Tabela 10 – Dados de monitoramento da CETESB no rio Jacaré-Pepira

Ponto de monitoramento	Município	Ano	DBO ($mg.L^{-1}$)	OD ($mg.L^{-1}$)	P_{total} ($mg.L^{-1}$)
JPEP03150	Brotas	2015	2,0	8,1	0,018
		2016	2,0	7,9	0,013
		2017	2,0	8,2	0,012
		2018	5,5	7,9	0,017
		2019	2,0	7,7	0,030
		2020	2,0	7,7	0,050
		2021	2,0	8,0	0,045
		2022	1,9	7,9	0,035
JPEP03500	Dourado	2015	2,0	7,1	0,060
		2016	2,0	6,8	0,032
		2017	2,0	7,6	0,028
		2018	2,0	7,1	0,040
		2019	2,0	6,7	0,070
		2020	2,0	7,3	0,440
		2021	2,0	6,9	0,110
		2022	1,9	7,8	0,090
JPEP03600	Bocaina	2015	2,0	7,3	0,070
		2016	3,8	7,1	0,041
		2017	2,0	7,5	0,028
		2018	2,0	7,4	0,034
		2019	2,0	6,7	0,060
		2020	3,0	6,3	1,460
		2021	2,0	7,6	0,070
		2022	1,9	7,8	0,060

Legenda: *Enquadramento* Não está em consonância com os limites estabelecidos pela Res. CONAMA nº 357/2005

DBO = demanda bioquímica de oxigênio; OD = oxigênio dissolvido; P_{total} = fósforo total

Fonte: CETESB (2016 a 2023)

Figura 18 – Concentrações médias anuais no rio Jacaré-Pepira

Fonte: CETESB (2016 a 2023)

5.2 BALANÇO HÍDRICO QUANTITATIVO E QUALITATIVO

O balanço hídrico quantitativo e qualitativo foi realizado pelo modelo APERH, adotando inicialmente os coeficientes teóricos dos três parâmetros de qualidade da água calibrados – DBO, OD e fósforo total (obtido através da somatória de fósforo orgânico ($P_{orgânico}$) e fósforo inorgânico ($P_{inorgânico}$), cujos resultados estão apresentados nas Tabelas 11 a 14.

Tabela 11 – Características físicas do rio Jacareí-Pepira

Trecho			Vazão	Características físicas					
x_i (m)	Ottobacia	Ottobacia Afluente	$Q_{natural}$ ($L.s^{-1}$)	Altitude média (m)	Declividade média ($m.m^{-1}$)	A	B	C	D
0	8665275	8665291	171,7	618	0,00127	0,13702	0,70783	0,61236	0,39438
11.897	8665273	8665274	159,7	568	0,00853	0,11991	0,70469	0,63454	0,38059
22.846	8665271	8665272	9,9	512	0,01242	0,10998	0,70266	0,64934	0,37192
25.297	8665253	866526	367,2	485	0,00226	0,08571	0,69685	0,69397	0,34800
37.220	8665251	8665252	486,9	463	0,00113	0,07672	0,69428	0,71478	0,33786
55.454	866523	866524	456,3	450	0,00045	0,06728	0,69125	0,74025	0,32624
74.575	8665219	866522	291,6	439	0,00098	0,06278	0,68965	0,75404	0,32027
88.804	8665217	8665218	538,1	429	0,00041	0,05810	0,68788	0,76978	0,31372
109.954	8665215	8665216	459,5	422	0,00039	0,05455	0,68643	0,78283	0,30850
123.963	8665213	8665214	778,5	416	0,00028	0,05072	0,68477	0,79820	0,30256
154.439									

Obs.: A, B, C e D correspondem aos parâmetros hidráulicos do corpo d'água

Tabela 12 – Características físico-químicas do rio Jacareí-Pepira

Trecho			Características físico-químicas do escoamento superficial direto					
x_i (m)	Ottobacia	Ottobacia afluente	T (ºC)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	pH	$P_{orgânico}$ ($mg.L^{-1}$)	$P_{inorgânico}$ ($mg.L^{-1}$)	OD ($mg.L^{-1}$)
0	8665275	8665291	20,00	20,00	1,53	0,02	0,02	7,93
11.897	8665273	8665274	20,00	20,00	1,53	0,02	0,02	7,93
22.846	8665271	8665272	20,00	20,00	1,53	0,02	0,02	7,93
25.297	8665253	866526	20,00	20,00	1,53	0,02	0,02	7,93
37.220	8665251	8665252	20,00	20,00	1,53	0,02	0,02	7,93
55.454	866523	866524	20,00	20,00	1,53	0,02	0,02	7,93
74.575	8665219	866522	20,00	20,00	1,53	0,02	0,02	7,93
88.804	8665217	8665218	20,00	20,00	1,90	0,02	0,02	7,92
109.954	8665215	8665216	20,00	20,00	1,53	0,02	0,02	7,93
123.963	8665213	8665214	20,00	20,00	1,53	0,02	0,02	7,93
154.439								

Legenda: x_i = distância; T= temperatura; DBO = demanda bioquímica de oxigênio; $P_{orgânico}$ = fósforo orgânico; $P_{inorgânico}$ = fósforo inorgânico; OD = oxigênio dissolvido

Tabela 13 – Características físico-químicas dos afluentes do rio Jacaré-Pepira

Trecho		Vazão	Características físico-químicas					
x_i (m)	Ottobacia	Q ($L.s^{-1}$)	T (ºC)	DBO_5 ($mg.L^{-1}$)	pH	$P_{orgânico}$ ($mg.L^{-1}$)	$P_{inorgânico}$ ($mg.L^{-1}$)	OD ($mg.L^{-1}$)
0	866528	602,7	20,00	1,18	7,00	0,02	0,02	7,44
0	8665291	1041,3	20,00	1,10	7,00	0,02	0,02	8,31
11.897	8665274	239,3	20,00	1,15	7,00	0,02	0,02	6,82
22.846	8665272	361,1	20,00	1,21	7,00	0,02	0,02	7,56
25.297	866526	1066,5	20,00	2,53	7,00	0,05	0,05	7,20
37.220	8665252	377,8	20,00	1,18	7,00	0,02	0,02	7,52
55.454	866524	798,7	20,00	1,11	7,00	0,02	0,02	7,34
74.575	866522	467,5	20,00	1,12	7,00	0,02	0,02	7,45
88.804	8665218	298,5	20,00	1,23	7,00	0,02	0,02	7,45
109.954	8665216	403,4	20,00	1,24	7,00	0,02	0,02	7,59
123.963	8665214	218,5	20,00	1,27	7,00	0,02	0,02	7,53

Legenda: x_i = distância; Q = vazão; T = temperatura; DBO = demanda bioquímica de oxigênio; $P_{orgânico}$ = fósforo orgânico; $P_{inorgânico}$ = fósforo inorgânico; OD = oxigênio dissolvido

Tabela 14 – Características das captações existentes no rio Jacaré-Pepira

x_i (m)	$Q_{captação}$ ($L.s^{-1}$)	Tipo de captação	x_i (m)	$Q_{captação}$ ($L.s^{-1}$)	Tipo de captação
11.897	14,80	Difusa	74.575	16,10	Pontual
11.897	69,00	Pontual	74.575	0,40	Pontual
11.897	1,40	Pontual	74.575	2,40	Pontual
11.897	0,50	Pontual	74.575	0,00	Pontual
11.897	0,40	Pontual	74.575	1,90	Pontual
11.897	0,30	Pontual	74.575	0,90	Pontual
11.897	14,70	Pontual	88.804	13,80	Difusa
22.846	6,90	Difusa	88.804	29,80	Pontual
22.846	4,60	Pontual	88.804	0,20	Pontual
22.846	6,00	Pontual	88.804	0,80	Pontual
22.846	0,10	Pontual	88.804	0,10	Pontual
22.846	5,80	Pontual	88.804	6,50	Pontual
22.846	0,90	Pontual	88.804	0,20	Pontual
22.846	0,60	Pontual	109.954	39,10	Difusa
22.846	17,60	Pontual	109.954	238,00	Pontual
22.846	0,50	Pontual	109.954	4,70	Pontual
25.297	1,20	Difusa	109.954	1,00	Pontual
25.297	2,30	Pontual	109.954	0,00	Pontual
25.297	6,30	Pontual	109.954	0,60	Pontual
25.297	0,30	Pontual	109.954	2,50	Pontual
25.297	1,50	Pontual	109.954	1,20	Pontual
25.297	0,40	Pontual	109.954	0,00	Pontual
37.220	32,60	Difusa	123.963	149,60	Difusa
37.220	0,60	Pontual	123.963	1,10	Pontual

continua

Tabela 14 – Características das captações existentes no rio Jacaré-Pepira *(continuação)*

x_i (m)	$Q_{captação}$ ($L.s^{-1}$)	Tipo de captação	x_i (m)	$Q_{captação}$ ($L.s^{-1}$)	Tipo de captação
37.220	2,10	Pontual	123.963	2,00	Pontual
37.220	26,10	Pontual	123.963	0,10	Pontual
37.220	191,60	Pontual	123.963	23,00	Pontual
37.220	0,50	Pontual	123.963	13,90	Pontual
55.454	27,60	Difusa	123.963	808,60	Pontual
55.454	15,10	Pontual	154.439	166,00	Difusa
55.454	0,30	Pontual	154.439	317,40	Pontual
55.454	0,60	Pontual	154.439	3,00	Pontual
55.454	0,40	Pontual	154.439	8,10	Pontual
55.454	0,00	Pontual	154.439	0,20	Pontual
74.575	18,90	Difusa			

Legenda: x_i = distância; $Q_{captação}$ = vazão de captação

5.3 CALIBRAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA

A etapa de calibração foi realizada após a obtenção do balanço hídrico quantitativo e qualitativo, com a adoção dos valores intermediários da faixa típica dos coeficientes de reação constantes na literatura específica.

A calibração dos parâmetros selecionados foi feita de maneira automática, através da ferramenta *Solver*, do *Microsoft Excel*®, e ajustada manualmente para todos os parâmetros, para melhor convergência entre os dados estimados pelo modelo e os do monitoramento da CETESB, sendo que os resultados estão apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 – Parâmetros de qualidade da água calibrados

Distância (km)	$k_{DBO,d}$ (dia^{-1})	$k_{DBO,f}$ (dia^{-1})	$k_{P,oi}$ (dia^{-1})	$k_{P,f}$ (dia^{-1})	$k_{OD,d}$ ($mg.m^{-2}.dia^{-1}$)
45	0,20	0,01	0,00	0,80	0,50
120	0,20	-0,23	0,00	0,00	1,50
124	0,20	-0,23	0,00	0,80	1,50

Legenda: $k_{DBO,d}$ = coeficiente de desoxigenação devido à DBO carbonácea; $k_{DBO,f}$ = coeficiente de redução da DBO carbonácea devido à sedimentação; $k_{P,oi}$ = coeficiente de decaimento de fósforo orgânico para inorgânico; $k_{P,f}$ = coeficiente de sedimentação de fósforo orgânico; $k_{OD,d}$ = coeficiente de demanda de oxigênio pelo sedimento

Os valores calibrados apresentados na Tabela 15 foram comparados com a faixa de valores típicos constantes na literatura e que está apresentada na Tabela 1. Sendo assim, observa-se que os coeficientes de desoxigenação devido à DBO carbonácea ($k_{DBO,d}$) e redução da DBO carbonácea devido à sedimentação ($k_{DBO,f}$),

obtiveram valores intermediários da faixa típica, ou seja, $k_{DBO,d}$ esteve entre 0,02 dia^{-1} a 3,40 dia^{-1} e $k_{DBO,f}$ entre - 0,36 dia^{-1} a 0,36 dia^{-1}. Por outro lado, o coeficiente de decaimento de fósforo orgânico para inorgânico ($k_{P,oi}$) apresentou um valor igual a zero em todos os trechos e inferior à faixa típica da literatura (0,01 a 0,70 dia^{-1}) e o coeficiente de sedimentação de fósforo orgânico ($k_{P,f}$) ultrapassou o valor máximo da faixa de valores, obtendo um valor de 0,80 dia^{-1} nos primeiro e terceiro trechos (km 45 e 124), indicando que pode haver contribuições de fósforo no corpo d'água provenientes do esgoto doméstico, além do aporte de carga difusa através da prática de atividade agrícola existente no entorno do corpo d'água.

O coeficiente de demanda de oxigênio pelo sedimento ($k_{OD,d}$) variou entre 0,50 no primeiro (km 45) até 1,50 $mg.m^{-2}.dia^{-1}$ nos segundo e terceiro trechos (km 120 e 124, respectivamente). Este coeficiente não possui faixa típica de valores na literatura, uma vez que o parâmetro pode ser influenciado por diversos fatores para sua determinação, como percentual de matéria orgânica, temperatura, OD, entre outros (VON SPERLING, 2007).

Como não foram encontrados estudos que empregaram a modelagem matemática de qualidade da água no rio Jacaré-Pepira, corpo hídrico objeto da etapa de calibração, não foi possível comparar os resultados dos coeficientes calibrados especificamente para o corpo d'água. Entretanto, adotou-se a mesma forma de avaliação de Nakamura *et al.* (2019), em que os coeficientes calibrados foram comparados com os de outros estudos que apresentassem uma vazão média similar ao rio Jacaré-Pepira, que, para este caso, é de 3,4 $m^3.s^{-1}$ (COBRAPE e LABSID, 2020).

Desta maneira, Noh e Ahn (2019) adotaram coeficientes da faixa típica de valores diferentes aos considerados por este estudo para $k_{DBO,d}$ (0,043 dia^{-1}) e $k_{DBO,f}$ (0,10 dia^{-1}), e igual para $k_{OD,d}$ (0,00 $mg.m^{-2}.dia^{-1}$) no córrego Hwangguji, localizado em Seul, Coreia do Sul. Entretanto, os autores estimaram apenas o coeficiente $k_{DBO,d}$, em que o intervalo encontrado variou entre 0,053 e 0,505 dia^{-1}, sendo que o valor encontrado neste estudo está dentro deste intervalo.

Gomes *et al.* (2018) calibraram os parâmetros $k_{DBO,d}$, $k_{DBO,f}$, $k_{P,oi}$ e $k_{P,f}$ no rio dos Sinos, localizado no Rio Grande do Sul. Os autores encontraram valores superiores de $k_{DBO,d}$ (0,30 dia^{-1}), $k_{DBO,f}$ (0,30 a 0,45 dia^{-1}) e $k_{P,f}$ (0,01 a 0,10 dia^{-1}), e valores inferiores de $k_{P,oi}$ (0,01 a 0,10 dia^{-1}) aos deste estudo.

Salla *et al.* (2016) adotaram valores encontrados da faixa de literatura para calibrar o rio Uberabinha, em Minas Gerais, para os parâmetros $k_{DBO,d}$, $k_{DBO,f}$, $k_{p,oi}$ e $k_{OD,d}$. Ao observar os valores calibrados por Salla *et al*. (2016), existem semelhanças para $k_{DBO,d}$, cujos valores encontrados pelos autores variaram entre 0,21 a 0,50 dia^{-1}. Já o valor do coeficiente $k_{DBO,f}$ foi superior a este estudo (zero a 0,10 dia^{-1}) e $k_{P,oi}$ foi equivalente (zero a 0,60 dia^{-1}). Já o coeficiente $k_{OD,d}$ foi superior ao encontrado por este estudo.

Perera e Ng (2001) obtiveram coeficientes de reação inferiores aos destes estudos, no rio Yarra, em Melbourne, na Austrália, para $k_{DBO,d}$ (0,012 dia^{-1}), $k_{P,oi}$ (0,366 dia^{-1}) e $k_{OD,d}$ (0,001 $g.m^{-2}.dia^{-1}$), e valores superiores para $k_{DBO,f}$ (0,342 dia^{-1}) e $k_{P,f}$ (0,128 dia^{-1}). E Drolc e Koncan (1996) observaram $k_{DBO,d}$ e $k_{OD,d}$ superiores (1,50 dia^{-1} e 15,0 $g.m^{-2}.dia^{-1}$) ao encontrado neste estudo no rio Sava, no trecho que atravessa a Eslovênia, porém dentro da faixa descrita na literatura.

As diferenças nos valores dos coeficientes adotados podem estar relacionadas ao fato que o córrego Hwangguji e os rios dos Sinos, Sava e Uberabinha recebem aportes de esgoto doméstico e águas residuais industriais e de instalações pecuárias, além de agrotóxicos no caso do córrego sul-coreano, podendo estar além de suas capacidades de autodepuração (DROLC e KOLCAN, 1996; GOMES *et al.*, 2018; NOH e AHN, 2019; CHOI *et al.*, 2021; LUCIC *et al.*, 2022; IGAM, 2022; PRÓ-SINOS, 2023).

Apesar da vazão média do rio Pinheiros, em São Paulo, ser superior ao do rio Jacaré-Pepira – 10,0 $m^3.s^{-1}$ (EMAE, 2011 *apud* RODRIGUES, 2012) –, o $k_{DBO,d}$ obtido por Baptistelli *et al.* (2023) foi inferior ao do presente estudo, apresentando um valor de 0,10 dia^{-1}, que, para o rio Pinheiros, pode refletir em uma característica efêmera da matéria orgânica, com maior troca entre a superfície da água e a atmosfera.

5.4 AVALIAÇÃO DO AJUSTE DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA

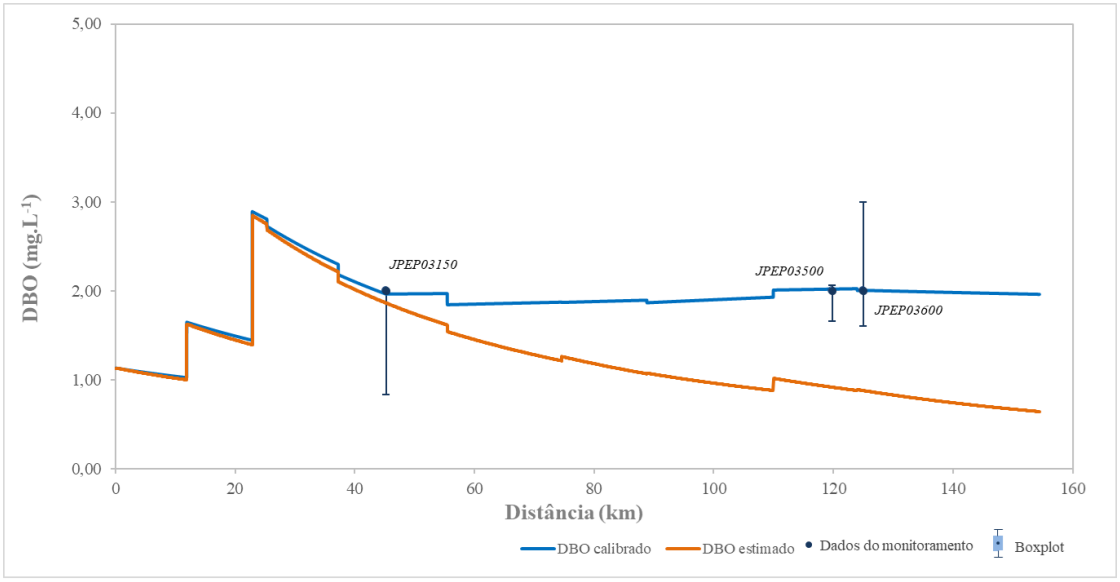
Os perfis de concentração dos parâmetros DBO, OD e fósforo total obtidos a partir dos coeficientes teóricos e calibrados estão apresentados na Figura 19. Os perfis plotados na cor laranja representam as concentrações dos parâmetros simulados com os coeficientes teóricos, enquanto os perfis plotados na cor azul representam as concentrações estimadas a partir dos coeficientes calibrados. Desta

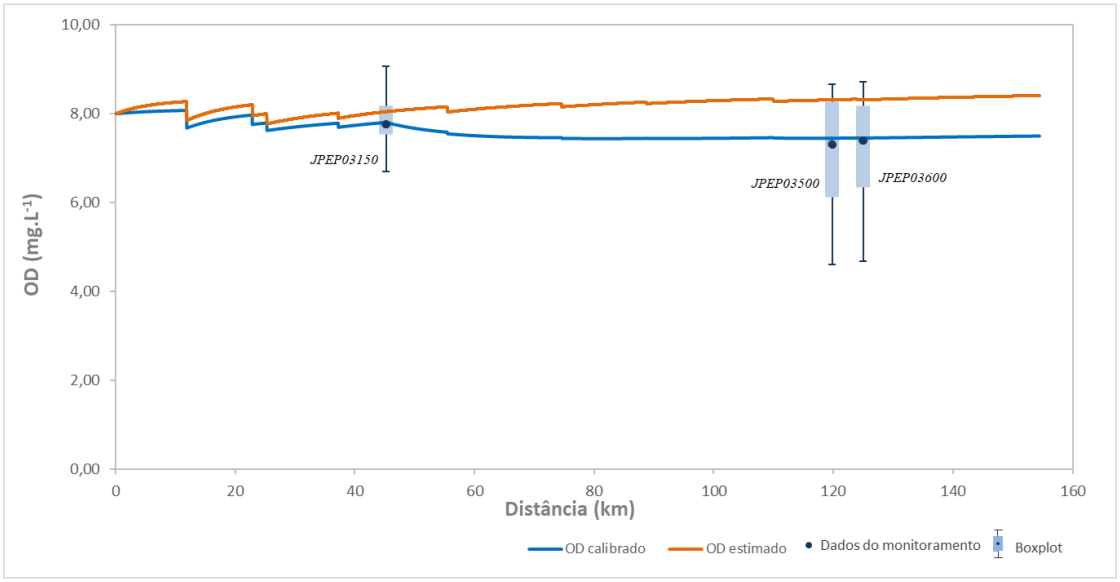
maneira, foi possível avaliar o ajuste dos dados estimados calibrados pelo modelo com os dados do monitoramento da CETESB considerando as duas abordagens descritas no item 4.2.4.

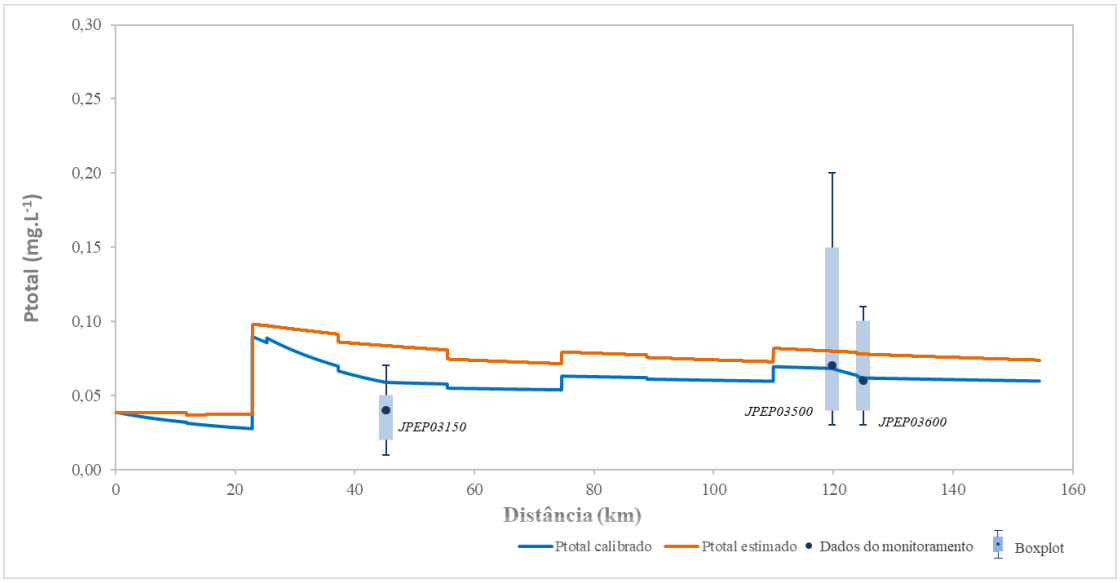
A primeira abordagem foi realizada através da interpretação visual, em que a Figura 19 mostra que os perfis calibrados estiveram ajustados aos *boxplots* que representam os dados de monitoramento da CETESB, seja no limite superior e na mediana. Considerando cada parâmetro, a concentração de fósforo total apresentou ajuste no primeiro ponto no limite superior, enquanto nos demais pontos o perfil calibrado esteve próximo à mediana. Já as concentrações simuladas de DBO e OD apresentaram similaridades aos dados do monitoramento da CETESB em todos os pontos de monitoramento, prevalecendo o ajuste próximo a mediana dos *boxplots*.

A segunda abordagem considerou o cálculo do coeficiente de determinação (CD), sendo que os resultados encontrados para DBO e OD foram positivos (0,30 e 0,45, respectivamente). Isto significa que há confiabilidade entre os dados estimados e os de monitoramento por apresentarem um ajuste satisfatório. Já o CD do fósforo total foi negativo (-0,80), indicando que não houve um ajuste entre os dados estimados e de monitoramento. Sincock *et al.* (2003) e Gomes *et al.* (2018) também calcularam o CD em seus estudos, observando valores de 0,48 e 0,50, respectivamente, para DBO e de 0,95 e 0,85, respectivamente, para OD. O valor de CD próximo a 1,0 mostra que o dado estimado esteve bem ajustado ao dado observado.

Figura 19 – Perfis de concentração de DBO, OD e fósforo total







Fonte: Elaborado pela autora (2023)

5.5 SIMULAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA NA BH-TJ

Os resultados da simulação de qualidade da água para os parâmetros DBO, fósforo total e OD, respectivamente, com a adoção dos coeficientes calibrados em todos os corpos hídricos da BH-TJ estão apresentados nas Figuras 20 a 22.

No geral, observa-se que os corpos d'água da BH-TJ apresentaram boa situação qualitativa para os três parâmetros analisados, com atendimento aos padrões de qualidade da água preconizados por CONAMA (2005) para as classes em que estão enquadrados.

Ao analisar os principais corpos hídricos dessa bacia para DBO (Figura 20) e fósforo total (Figura 21), verificou-se que os rios Bauru e Lençóis e o ribeirão Monjolinho, que atravessam as áreas urbanas dos municípios Bauru, Lençóis Paulista e São Carlos, respectivamente, apresentaram concentrações superiores a 10,0 $mg.L^{-1}$ de DBO e 0,15 $mg.L^{-1}$ de fósforo total. Embora CONAMA (2005) não estabeleça padrões de qualidade para esses parâmetros na classe 4 (enquadramento de trechos do rio Bauru e do ribeirão Monjolinho), as concentrações de ambos são consideradas elevadas. Isso indica que há presença de esgotos doméstico e industrial e de cargas difusas. Tal fato é corroborado pelo Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA) e por CBH-TJ, que mostra que, apesar de Bauru possuir um índice de coleta de esgoto elevado (95,74% da população urbana do município era atendida por rede coletora), apenas 4,0% do esgoto coletado era tratado no ano de 2023 (SINISA, 2024; CBH-TJ, 2023), indicando que pode haver lançamento no rio Bauru e afluentes. Ademais, CETESB (2023) também aponta a contribuição de fertilizantes e agrotóxicos no ribeirão Monjolinho.

Já os rios Jacaré-Guaçu e Jacaré-Pepira, que possuem trechos enquadrados nas classes 2 e 3, apresentaram concentrações de DBO variando entre 0,94 e 8,07 $mg.L^{-1}$ e de fósforo total, entre 0,03 a 0,18 $mg.L^{-1}$. Para DBO, ambos os rios estiveram em consonância com os limites constantes em CONAMA (2005), tanto para a classe 2, quanto para a classe 3. Por outro lado, as concentrações de fósforo total ultrapassaram o limite estabelecido para classe 3 no trecho do rio Jacaré-Guaçu entre o ribeirão das Cruzes, em Araraquara, e rio Itaquerê, na divisa entre Nova Europa e Tabatinga. Esse fato pode ser em decorrência da condição qualitativa ruim do ribeirão das Cruzes, indicando que há aporte de esgoto doméstico em seu leito e

que pode ser confirmado pelos elevados valores de DBO (45,9 $mg.L^{-1}$) e fósforo total (1,1 $mg.L^{-1}$).

O rio Jaú, que possui três classes de enquadramento, 2, 3 e 4, esteve em conformidade com CONAMA (2005) para as três classes em toda a sua extensão, para DBO, cujas concentrações variaram entre 3,0 e 4,1 mg. L^{-1}, típicas de classe 2 (≤ 5,0 $mg.L^{-1}$). Em compensação, o fósforo total não atendeu aos limites estabelecidos pela legislação para as três classes em todo o rio Jaú, apresentando valores entre 0,18 e 0,45 $mg.L^{-1}$.

O rio Lençóis não esteve condizente com a legislação no trecho enquadrado na classe 2, apresentando valores de DBO acima de 10,0 $mg.L^{-1}$ e de fósforo total superior a 0,73 $mg.L^{-1}$. Ao mudar para a classe 3, o corpo hídrico continuou em desconformidade com a legislação para ambos os parâmetros. No caso da DBO, a partir do trecho a jusante da área urbana de Lençóis Paulista, o parâmetro passou a atender CONAMA (2005) para a classe 3, com concentrações entre 5,6 e 7,1 $mg.L^{-1}$.

E o rio Tietê, no trecho que corta a BH-TJ, está enquadrado na classe 2 e teve como resultado concentrações de DBO variando entre 1,4 e 3,4 $mg.L^{-1}$, atendendo ao limite preconizado para essa classe de enquadramento. No caso de fósforo total, as concentrações extrapolaram o padrão para classe 2 (≤ 0,10 $mg.L^{-1}$) em todo o trecho que está na BH-TJ, em que os valores simulados estiveram acima de 0,13 $mg.L^{-1}$.

Considerando os resultados de OD, ilustrados na Figura 22, observa-se que todos os corpos d'água estiveram em conformidade com os limites preconizados por CONAMA (2005) para as classes de enquadramento em que encontram os corpos hídricos, com valores equivalentes à classe 1 (≥ 6,0 $mg.L^{-1}$). As exceções foram vistas no rio Jaú e nos ribeirões das Cruzes e do Ouro, com concentrações típicas de classe 2 (≥ 5,0 $mg.L^{-1}$).

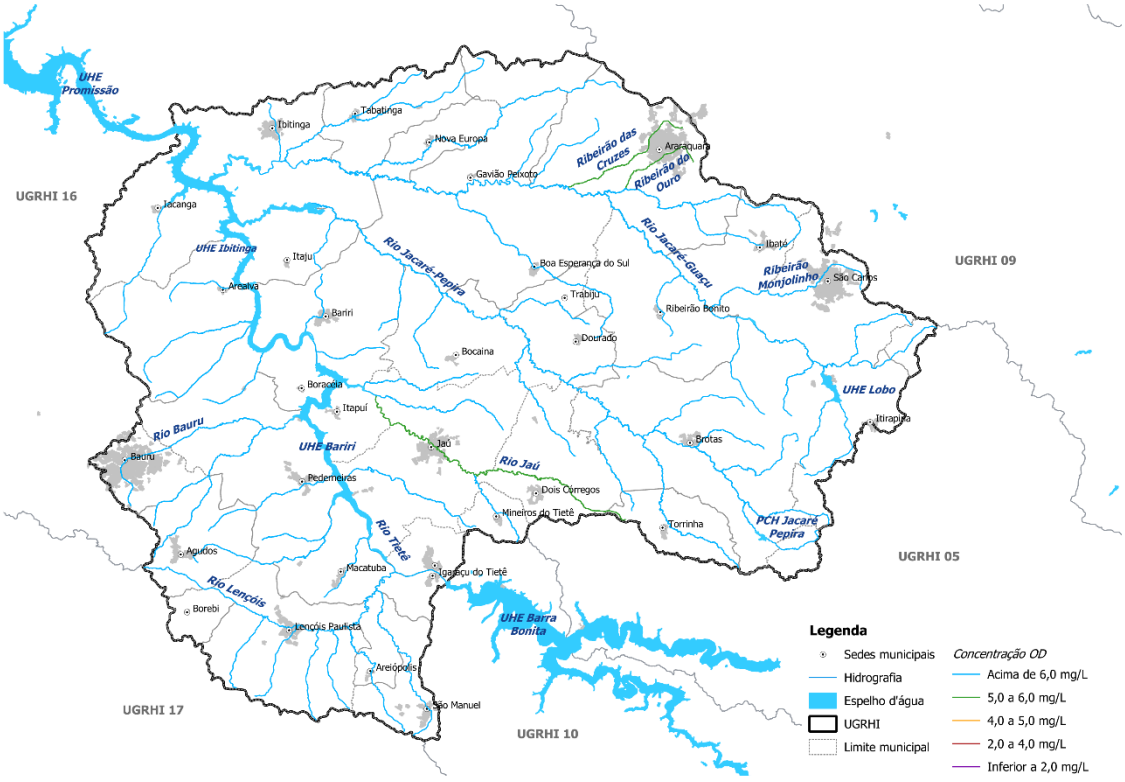
Figura 20 – Concentrações de DBO resultantes da simulação de qualidade da água

Fonte: Elaborado pela autora (2025)

Figura 21 – Concentrações de fósforo total resultantes da simulação de qualidade da água

Fonte: Elaborado pela autora (2025)

Figura 22 – Concentrações de OD resultantes da simulação de qualidade da água



Fonte: Elaborado pela autora (2025)

5.6 APLICAÇÃO DO CONCEITOS DE SOCIO-HIDROLOGIA NA BH-TJ

As variáveis consideradas em cada indicador componente do modelo PER para o entendimento do conceito de socio-hidrologia na BH-TJ estão apresentadas na sequência.

a) Indicadores de pressão:

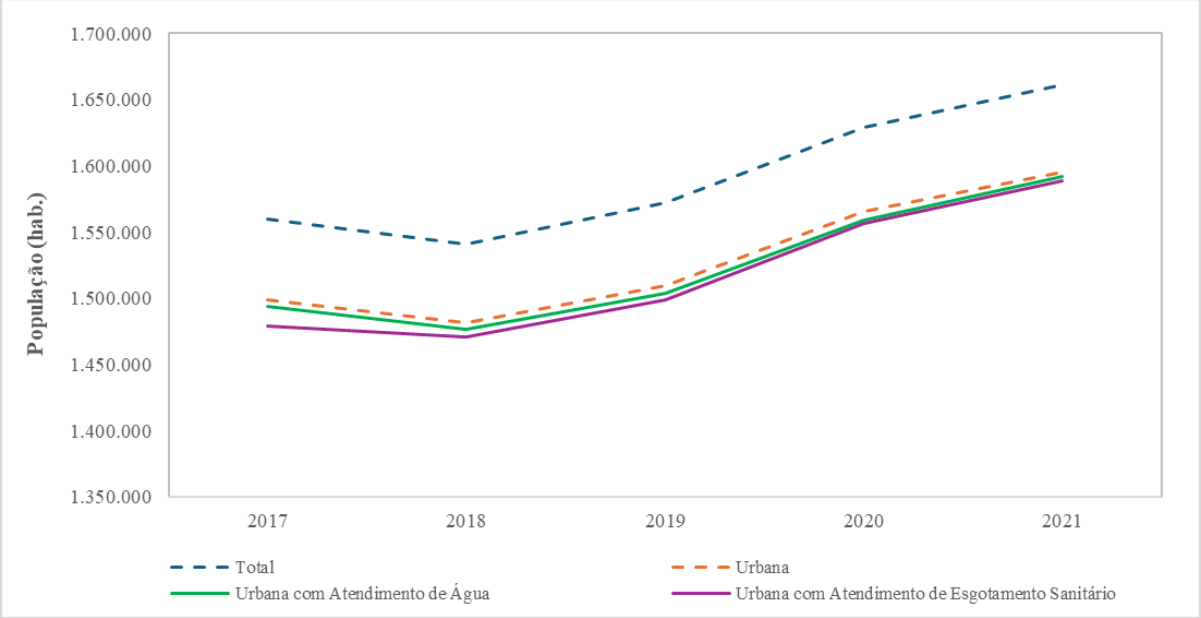
Com base nos dados disponíveis no SINISA, na Figura 23 estão apresentadas a população total, população urbana, população urbana com atendimento de água e população urbana com atendimento de esgotamento sanitário na BH-TJ no período de 2017 a 2021.

Por essa Figura 23, é possível observar que ao longo dos anos a população total da bacia cresce no decorrer do período, atingindo o pico em 2021. A população urbana com atendimento de água e esgotamento sanitário cresce na mesma proporção, o que pode indicar que a infraestrutura de saneamento básico consegue acompanhar o crescimento da demanda. Tal percepção é corroborada pela média do

índice de atendimento de água em relação à população total, que está em torno de 95,0% no período de 2017 a 2021. Em contrapartida, a média do índice de coleta de esgoto no mesmo período decai à medida que a população cresce, ou seja, o percentual era de 91,5% em 2017, passando para 89,0% em 2021. Já o índice de tratamento de esgoto, aumentou nesse mesmo período, passando de 80,5% em 2017 para 90,2% em 2021.

As médias dos índices de atendimento de água em relação à população total, de coleta e tratamento de esgoto estão apresentadas na Tabela 16.

Figura 23 – População na BH-TJ no período de 2017 a 2021



Fonte: SINISA (2025)

Tabela 16 – Média dos índices de abastecimento de água e esgotamento sanitário na BH-TJ

Ano	Índice de atendimento de água total (%)	Índice de coleta de esgoto (%)	Índice de tratamento de esgoto (%)
2017	94,50	91,51	80,54
2018	94,65	91,12	83,61
2019	94,62	90,04	89,92
2020	95,53	88,00	93,23
2021	95,93	88,98	90,20

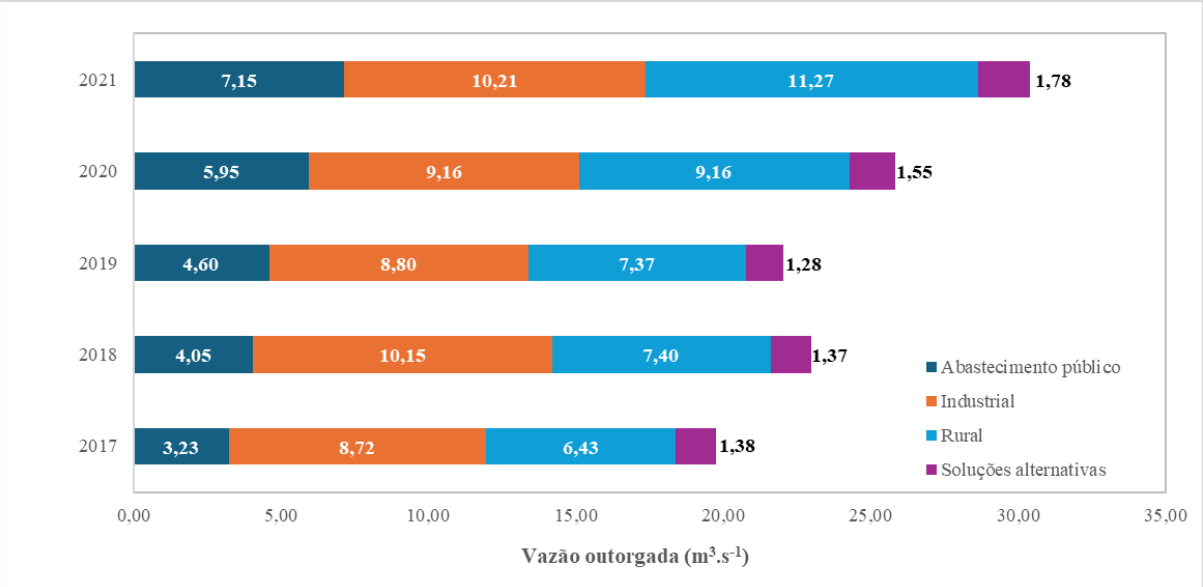
Fonte: Adaptado de SINISA (2025)

Com relação às demandas de água na BH-TJ, as informações, apresentadas na Figura 24, foram compiladas de CBH-TJ (2022) e são relativas às vazões outorgadas por finalidade de uso.

No período de 2017 a 2021, percebe-se que a demanda por água aumenta a cada ano e, comparando a demanda de 2017 (19,76 $m^3.s^{-1}$) com a demanda de 2021 (30,41 $m^3.s^{-1}$), o incremento no uso da água foi de 53,9%, impulsionado pelo abastecimento público (121,0%) e uso rural (75,3%). De acordo com CBH-TJ (2022), o balanço hídrico da BH-TJ era considerado regular, entretanto, a sub-bacia do rio Jacaré Guaçu a demanda atingiu 49,3% da disponibilidade hídrica, próximo ao nível crítico, que é de 50%. Outra sub-bacia que requer atenção é a sub-bacia do rio Jaú, cuja demanda de água alcançou 43,0% da disponibilidade, estando em situação de estresse hídrico.

O balanço hídrico quantitativo obtido pelo modelo APERH confirma a situação descrita por CBH-TJ (2022), onde as ottobacias que representam o rio Jaú obtiveram um índice de criticidade quantitativa (ISR)[5] classificado com “médio potencial de comprometimento”.

Figura 24 – Demanda de água por finalidade de uso



Fonte: CBH-TJ (2022)

[5] Índice de Criticidade Quantitativa (ISR) é um indicador que compõe o modelo APERH, que considera, no numerador, as demandas atendidas até a jusante da ottobacia somado ao déficit da ottobacia e a vazão de transposição acumulada. No denominador, a vazão disponível é considerada pela somatória acumulada até a jusante da ottobacia da vazão natural, dos lançamentos existentes e da vazão armazenada nos reservatórios.

b) Indicadores de estado:

As concentrações de qualidade da água obtidas no modelo APERH foram correlacionadas com a localização dos pontos de monitoramento da CETESB para melhor compreensão da condição qualitativa da água. Há alguns trechos de rios que não são monitorados pela CETESB, mas foram considerados para a verificação do atendimento aos padrões de qualidade da água estabelecidos pela CONAMA (2005) por serem importantes corpos hídricos da região de estudo. Em complementação a essa análise, foi calculado um indicador utilizado no PERH 2020-2023 (SIMA, 2020) para os parâmetros DBO e fósforo total, denominado Índice de Criticidade Qualitativa (IQ). Este indicador tem no numerador a concentração de DBO no trecho analisado e no denominador, a concentração de DBO admitida pela classe de enquadramento do trecho do rio. Esta relação indica o número de vezes necessárias da vazão no trecho para diluir a carga existente no trecho.

Na Tabela 17 estão apresentadas as concentrações de DBO e fósforo total e o resultado de IQ DBO e IQ fósforo total, onde é possível notar que os rios Jaú, Jacaré-Guaçu (no trecho entre ribeirão das Cruzes e rio Boa Esperança, que recebem contribuições do município de Araraquara), Lençóis e Bauru; e ribeirões Itaqueri, das Cruzes e do Ouro apresentaram não conformidade com os limites estabelecidos por CONAMA (2005) e IQs classificados entre situação de alerta e super crítico. Ademais, a não conformidade do fósforo total nos demais corpos hídricos indica que, além das cargas orgânicas provenientes dos efluentes domésticos, pode haver contaminação por fertilizantes utilizados na agricultura e dejetos de criação de animais. Pode ocorrer também a erosão do solo, que intensifica o aporte de fósforo de origem natural antrópica, principalmente nas regiões em que há intensa atividade agrícola.

Menciona-se que para os corpos hídricos enquadrados na classe 4, CONAMA (2005) não especifica padrões de qualidade da água para DBO e fósforo total. Sendo assim, para efeitos de análise, foram adotados como concentrações limite de 30,0 $mg.L^{-1}$ para DBO e 0,30 $mg.L^{-1}$ para fósforo total.

Tabela 17 – Parâmetros de qualidade da água obtidas no modelo APERH

Corpo hídrico	Ponto	Classe	DBO ($mg.L^{-1}$)	Fósforo total ($mg.L^{-1}$)	IQ DBO (%)	IQ Ptotal (%)
Córrego Água Branca	ABAN02800	2	-	-	-	-
Braço do rio Jaú	BJAU03300	3	1,94	0,02	19,4	13,3
Represa do Broa	BROA02800	2	2,87	0,14	57,4	140,0
Rio Jaú	JAHU02500	2	4,14	0,55	82,8	550,0
Rio Jacaré-Guaçu	JCGU03200	3	5,18	0,05	51,8	33,3
Rio Jacaré-Guaçu	JCGU03400	3	3,84	0,09	38,4	60,0
Rio Jacaré-Guaçu (trecho entre Rib. das Cruzes e rio Boa Esperança)	-	3	8,07	0,18	80,7	120,0
Rio Jacaré-Guaçu	JCGU03900	3	2,50	0,11	25,0	73,3
Rio Jacaré-Pepira	JPEP03150	3	4,40	0,08	44,0	53,3
Rio Jacaré-Pepira	JPEP03500	3	1,83	0,05	18,3	33,3
Rio Jacaré-Pepira	JPEP03600	3	1,68	0,05	16,8	33,3
Ribeirão Itaqueri	KERI02900	2	3,83	0,28	76,6	280,0
Rio Lençóis	LENS02500	2	17,75	0,72	355,0	720,0
Rio Lençóis	LENS03950	3	5,86	0,27	58,6	180,0
Ribeirão Monjolinho	MONJ04400	4	18,44	0,11	61,5	36,7
Ribeirão Grande	RGRA02990	2	10,80	0,08	216,0	80,0
Rio Tietê	TIET02500	2	3,37	0,15	67,4	150,0
Rio Bauru	-	4	21,69	0,16	72,3	53,3
Ribeirão das Cruzes	-	4	45,87	1,09	152,9	363,3
Ribeirão do Ouro	-	4	37,27	1,13	124,2	376,7

Legenda: *Enquadramento* — Não está em consonância com os limites estabelecidos pela Res. CONAMA nº 357/2005

IQ — Menor ou igual a 70%: Boa
entre 70% e 100%: Crítico
entre 100% e 200%: Muito Crítico
Maior que 200%: Super Crítico

c) Indicadores de resposta:

No Quadro 3 estão listados os instrumentos de gestão vigentes que estão relacionados com o enquadramento dos corpos hídricos nas esferas nacional, estadual e regional. Observa-se que o Comitê de Bacia Hidrográfica Tietê/Jacaré, criado em 1995 e implementado em 1996, publica anualmente a situação dos recursos hídricos na bacia, com apresentação de diretrizes e orientações para uma gestão adequada dos recursos hídricos. Entretanto, o Plano de Bacia Hidrográfica apresenta uma defasagem nas informações, uma vez que os critérios e diretrizes correspondem ao quadriênio de 2016 a 2019.

Quadro 3 – Instrumentos de gestão vigentes na BH-TJ

Ano	Instrumento de Gestão
Esfera Federal	
1997	Lei Federal nº 9.433 – Política Nacional de Recursos Hídricos
2005	Resolução CONAMA nº 357 – Define a classificação das águas doces, salobras e salinas em função dos usos preponderantes atuais e futuros
2008	Resolução CNRH nº 91 – Estabelece procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos
2012	Resolução CNRH nº 145 – Define diretrizes e procedimentos para a elaboração dos planos de bacias hidrográficas
Esfera Estadual	
1976	Lei Estadual nº 997 – Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente
1976	Decreto Estadual nº 8.468 – Aprova a Lei Estadual nº 997/1976
1977	Decreto Estadual nº 10.755 – Dispõe sobre o enquadramento dos corpos hídricos na classificação prevista no Decreto Estadual nº 8.468/1976
1991	Lei Estadual nº 7.663 – Política Estadual de Recursos Hídricos
1997	Lei Estadual nº 9.866 – Dispõe sobre diretrizes e normas para a proteção e recuperação das bacias hidrográficas dos mananciais de interesse regional do Estado de São Paulo
2012	Deliberação CRH nº 146, alterada pela Deliberação CRH nº 159/2014 – Define diretrizes e procedimentos para a elaboração dos planos de bacias hidrográficas
2016	Lei Estadual nº 16.337 – Dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH), indica diretrizes gerais e critérios gerais para subsidiar proposta de atualização do enquadramento dos corpos d'água das UGRHIs
2020	Plano Estadual de Recursos Hídricos 2020-2023
Esfera Regional	
1995	Criação do Comitê de Bacia Hidrográfica Tietê/Jacaré
2016	Deliberação CBH-TJ nº 05 – Aprova o Relatório I do Plano de Bacia Hidrográfica Tietê/Jacaré
Anual	Relatório de Situação dos Recursos Hídricos

Correlacionando os resultados de DBO e fósforo total e seus índices de criticidade, que representam os indicadores de estado da qualidade da água dos corpos hídricos da BH-TJ, com os instrumentos de gestão, que são como respostas à sociedade para a melhoria da qualidade ambiental, acrescidos com o crescimento da população e a infraestrutura do sistema de esgotamento sanitário, que correspondem as pressões sobre o sistema hídrico, entende-se que, apesar dos esforços do Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH), a gestão dos recursos hídricos necessita de aprimoramento para que seja possível identificar uma atuação efetiva do CBH para a implementação dos planos de ação propostos no Plano de Bacia Hidrográfica e no Relatório de Situação de Recursos Hídricos. Isso pode estar relacionado com a estrutura institucional e recursos financeiros, que, por muitas vezes, são deficitários,

fazendo com que a capacidade de respostas e a efetividade das políticas e medidas adotadas para a garantia da qualidade ambiental na bacia sejam insuficientes.

Entretanto, CBH-TJ (2023) relata que tem buscado critérios para que os projetos tragam resultados efetivos no saneamento básico, principalmente, quanto ao sistema de esgotamento sanitário que, apesar dos elevados índices médios de coleta e tratamento na BH-TJ, há municípios, como Ribeirão Bonito, não realizava tratamento em 2021, e Bauru, que é responsável por quase 58% da carga orgânica remanescente apresentava baixo índice de tratamento (cerca de 5%). Esse relato é corroborado pelos resultados do modelo APERH, que indicam aporte de carga orgânica elevada nos corpos hídricos receptores. Outro ponto levantado por CBH-TJ (2023) é a necessidade de articulação com os municípios e envolvimento da sociedade civil para que busquem, em conjunto, adequações ambientais necessárias para a melhoria das condições qualitativas da BH-TJ como um todo.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Na fase da revisão bibliográfica, observou-se que há uma escassez de estudos relacionados à bacia hidrográfica estudada, a Bacia Hidrográfica dos Rios Tietê/Jacaré (BH-TJ). Nos poucos documentos encontrados, é apontado que a BH-TJ vem apresentando redução na quantidade de água a cada ano, existindo sub-bacias em que há criticidade quantitativa. Esta situação pode influenciar a qualidade das águas da BH-TJ, em conjunto com elevados aportes de carga orgânica remanescente do esgoto doméstico e do uso de agrotóxicos e fertilizantes e, consequentemente, pode reduzir a capacidade de diluição dos corpos d'água. Com base na análise da situação da BH-TJ, sugere-se que sejam demandados estudos na região, principalmente nas sub-bacias mais impactadas quantitativamente, ampliada a rede de monitoramento em alguns corpos hídricos, como rios Lençóis e Jaú, por apresentarem apenas um ponto de monitoramento cada.

O modelo APERH, utilizado neste estudo, atendeu satisfatoriamente os propósitos traçados para o desenvolvimento da etapa de calibração, por ser capaz de fornecer, através de dados da literatura, o balanço hídrico quantitativo e qualitativo da bacia hidrográfica dos rios Tietê/Jacaré, o que permitiu calibrar três parâmetros de qualidade da água – DBO, OD e fósforo total – subsidiando as próximas etapas deste estudo.

A calibração dos três parâmetros de maneira automatizada não forneceu, em um primeiro momento, coeficientes de reação calibrados ideais, sendo necessário a realização de ajustes manuais e individualizados para cada parâmetro a partir dos resultados da calibração automática. Após estes ajustes manuais, os dados estimados mostraram-se adequados aos dados do monitoramento realizado pela CETESB para DBO e OD, em que os perfis de concentração dos parâmetros estiveram próximos à mediana dos *boxplots* em todos os pontos de monitoramento existentes no trecho do rio Jacaré-Pepira calibrado. No caso do fósforo total, o perfil de concentração não mostrou bom ajuste no primeiro ponto de monitoramento. Tais fatos são corroborados pelos coeficientes de determinação calculado para cada parâmetro, onde DBO e OD apresentaram valores positivos, ou seja, há um grau de correspondência satisfatório entre os dados estimados e os de monitoramento. Já o fósforo total obteve um valor negativo, isto é, não houve ajuste entre os dados estimados e os de monitoramento.

Ao realizar a simulação de qualidade da água, os resultados mostraram que os corpos hídricos da BH-TJ apresentaram uma boa condição qualitativa. Entretanto, os corpos hídricos que atravessam as áreas urbanas requerem atenção por estarem em desconformidade com os padrões de qualidade da água estabelecidos por CONAMA (2005) para as classes de enquadramento em que estão esses rios.

O conceito de socio-hidrologia foi aplicado para o início das discussões de integração de informações acerca da sociedade e gestão dos recursos hídricos, que permite a compreensão das causas e consequências, bem como o aprimoramento de ações que possam refletir a melhora da qualidade das águas dos corpos hídricos da BH-TJ. Entretanto, entende-se que a forma em que foi apresentada o conceito de socio-hidrologia é apenas um esboço e futuros trabalhos podem aprimorar a integração das informações relevantes para a compreensão da interação bidirecional sociedade-água.

Em suma e com base nas conclusões apresentadas, o presente trabalho recomenda que:

- Aprofundem-se estudos relacionados aos recursos hídricos na BH-TJ, principalmente nas sub-bacias mais impactadas quantitativamente, como Rio Tietê / Rio Lençóis e Médio/Baixo Jacaré-Pepira;
- Amplie-se a rede de monitoramento de qualidade da água em alguns corpos hídricos, como rios Lençóis e Jaú, por apresentarem apenas um ponto de monitoramento da CETESB em cada um deles;
- Aprimore-se o conceito de socio-hidrologia para a melhoria da compreensão da interação sociedade-água na BH-TJ, com a agregação dos aspectos econômicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, M. C. L. D. de. **A cobrança pelo uso da água como instrumento de gestão de recursos hídricos**. São Paulo: Editora Dialética, 2022.

ALMEIDA, C. C.; KISSULA, J. C. J.; GUTERRES, B. S.; JESUS, J. A. O.; TASCHELMAYER, C.; FERNANDES, C. V. Balanço hídrico como representação do sistema acoplado água-sociedade: estudo de caso na bacia do Alto Iguaçu. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 25, 2023, Aracaju. **Anais**... Porto Alegre: ABRHidro, 2023.

ALMEIDA, C. C.; RIGOTTI, J. A.; KNAPIK, H. G.; FERNANDES, C. V. S. Socio-hidrologia e a gestão da qualidade da água em bacias urbanas: interfaces entre técnicas e instrumentos. In: ENCONTRO NACIONAL DE ÁGUAS URBANAS, 15, 2024, Recife. **Anais...** Porto Alegre: ABRHidro, 2024.

ANA – Agência Nacional de Águas. Projeto da rede nacional de monitoramento de qualidade das águas superficiais. **Programa nacional de avaliação da qualidade das águas (PNQA)**. Brasília: ANA, 2010.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Nota técnica conjunta nº 002/2012/SPR/SRE-ANA**, de 29 out. 2012. Brasília, 2012.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Atlas geográfico digital de recursos hídricos 2013**. Brasília: ANA, 2014. Disponível em: <http://portal1.snirh.gov.br>. Acesso em: 29 nov. 2023.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Base hidrográfica ottocodificada**. 2 ed. Brasília: ANA, 2015.

ANA - Agência Nacional de Águas. **Atlas Esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília: Cobrape, 2017a.

ANA - Agência Nacional de Águas. **Estudo de modelagem quantitativa e qualitativa de trechos de rio em bacias hidrográficas consideradas críticas**. São Paulo: Consórcio Cobrape/CH2MHill, 2017b.

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2021**. Brasília: ANA, 2022.

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Catálogo de metadados**. Brasília: ANA, 2023.

ASSIS, G. H. R.; VIEIRA, E. M.; MORAIS, A. A. Educação ambiental para a gestão de recursos hídricos. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 431-447, 2024. https://doi.org/10.34024/revbea.2024.v19.16087.

CASTRO, A. L. de A.; ANDRADE, E. P.; UGAYA, C. M. L.; FIGUEIREDO, M. C. B. de. Escassez hídrica. In: UGAYA, C. M. L.; ALMEIDA NETO, J. A. de; FIGUEIREDO, M.

C B. de (Orgs.). **Recomendações de modelos de avaliação de impacto do ciclo de vida para o contexto brasileiro**. Brasília, DF: IBICT, 2019. p. 89-122.

EPA SA – South Australia Environment Protection Agency. **National water quality management strategy**. Canberra/Auckland: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, 2000.

BAPTISTELLI, S. C.; MARTINS, J. R. S.; OLIVEIRA, L. F. A. de. Novas modelagens matemáticas de qualidade das águas no pós-obras de saneamento da bacia do rio Pinheiros. In: CONGRESSO DA ABES, 32, 2023, Belo Horizonte. **Anais**... Belo Horizonte: ABES, 2023.

BARTH, F. T.; POMPEU, C. T.; FILL, H. D.; TUCCI, C. E. M.; KELMAN, J.; BRAGA, B.P.F. **Modelos para gerenciamento de recursos hídricos**. São Paulo: Nobel/ ABRH, 1987. 526 p.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 9 jan. 1997. p. 470.

BECK, M. B. A procedure for modeling. In: ORLOB, G.T. (Orgs.). **Mathematical modeling of water quality**: streams, lakes and reservoirs. Chichester, UK: John Wiley & Sons, 1983. p. 11-41.

BENEDINI, M.; TSAKIRIS, G. **Water quality modelling for rivers and streams**. Dordretch: Springer Science, 2013.

BITTENCOURT, C. C. A.; FERNANDES, C. V. S. Sociohidrologia e enquadramento de corpos d'água: uma nova perspectiva para a sua compreensão. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 24, 2021, Belo Horizonte. **Anais**... Porto Alegre: ABRHidro, 2021.

BOWIE, G. L.; MILLS, W. B.; PORCELLA, D. B.; CAMPBELL, C. L.; PAGENKOPF, J. R.; RUPP, G. L.; JOHNSON, K. M.; CHAN, P. W. H.; GHERINI, S. A. **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling**. 2nd. ed. Athens, GA: U.S. Environmental Protection Agency, 1985. 317 p.

BROWN, L. C.; BARNWELL JR., T. O. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS**: documentation and user manual. Athens, GA: U.S. Environmental Protection Agency, 1987. 189 p.

BUARQUE, A. C. S.; BHATTACHARYA-MIS, N.; FAVA, M. C.; SOUZA, F. A. A.; MENDIONDO, E. M. Using historical source data to understand urban flood risk: a socio-hydrological modelling application at Gregório Creek, Brazil. **Hydrological Sciences Journal**, v. 65, n. 7, p. 1075-1083, 2020. https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1740705.

CARMO, R. L. do; ANAZAWA, T. M. Hidromegalópole São Paulo-Rio de Janeiro: escassez hídrica, sobreposição de espacialidades e conflitos. **Boletim regional, urbano e ambiental**. São Paulo, n. 17, p. 61-68, 2017.

CASTRO, M. M. **Modelação matemática de lagos e reservatórios**: caso do reservatório Billings. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2010.

CBH-PCJ - Comitês das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí. **Plano de recursos hídricos das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, 2020 a 2035**. Piracicaba: Consórcio Profill-Rhama, 2020.

CBH-TJ - Comitê da Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré. **Relatório de situação dos recursos hídricos 2022** – ano base 2021. Araraquara: CBH-TJ, 2022.

CBH-TJ - Comitê da Bacia Hidrográfica do Tietê-Jacaré. **Relatório de situação dos recursos hídricos 2023** – ano base 2022. Araraquara: CBH-TJ, 2023.

CHOI, H.; CHO, Y. C.; KIM, S. H.; YU, S. J.; KIM, Y. S.; IM, J. K. Water quality assessment and potential source contribution using multivariate statistical techniques in Jinwi River Watershed, South Korea. **Water**. Basel, v.13, n. 21, 2021. https://doi.org/10.3390/w13212976

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2015.** São Paulo: CETESB, 2016.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2016.** São Paulo: CETESB, 2017.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2017.** São Paulo: CETESB, 2018.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2018.** São Paulo: CETESB, 2019.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2019.** São Paulo: CETESB, 2020.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2021.** São Paulo: CETESB, 2022.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2022.** São Paulo: CETESB, 2023.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. O problema da escassez de água no mundo. **Águas Interiores**, São Paulo, s.d. Disponível em: <https://www.cetesb.sp.gov.br/>. Acesso em: 29 jun. 2023.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. Long Grove, IL: Waveland Press, Inc., 2008. 844 p.

CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução nº 30, de 11 de dezembro de 2002. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 19 mar. 2003, Seção 1, p. 32.

COBRAPE - Cia. Brasileira de Projetos e Empreendimento; LABSID – Laboratório de Sistemas de Suporte a Decisões em Engenharia Ambiental e de Recursos Hídricos. **Aplicativo APERH**. São Paulo: Cobrape/LabSid, 2020.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005, p. 58-63.

CONSÓRCIO COBRAPE/CH2MHILL; LABSID - Laboratório de Sistemas de Suporte a Decisões em Engenharia Ambiental e de Recursos Hídricos. **ABaCO – análise de bacias críticas ottocodificadas**: manual técnico: versão 1. São Paulo: LabSid, 2017.

DROLC, A.; KONCAN, J. Z. Water quality modelling of the river Sava, Slovenia. **Water Research**, v. 30, n. 11, p. 2587-2592, 1996. https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00154-6

FAN, F. M. **Simulação dos impactos de lançamentos de poluentes sobre a qualdiade da água de bacias hidrográficas integrada com sistema de informação geográfica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2013.

FANCHI, J. R. **Principles of applied reservoir simulation**. Boston: Elsevier Inc.; 2006. 532 p.

FERDOUS, M. R; WESSELINK, A. BRANDIMARTE, L.; SLAGER, K.; ZWARTEVEEN, M.; DI BALDASSARRE, G. Socio-hydrological spaces in the Jamuna River floodplain in Bangladesh. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 22, n. 10, p. 5159-5173, 2018. https://doi.org/10.5194/hess-22-5159-2018.

FRAGA, M. S. **Modelagem da qualidade da água do rio Piracicaba visando a avaliação de sua capacidade de autodepuração**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2015.

GARDENGHI, J. Gradiente reduzido generalizado revisitado. In: COLÓQUIO BRASILEIRO DE MATEMÁTICA, 32, 2019, Rio de Janeiro. **Anais**... Rio de Janeiro: IMPA, 2019. Disponível em: <https://impa.br/eventos-do-impa/eventos-2019/32o-coloquio-brasileiro-de-matematica/>. Acesso em: 16 fev. 2023

GOMES, S. H.; GUEDES, A. S.; SIQUEIRA, T. M.; CORRÊA, L. B.; ANDREAZZA, R.; HÜFFNER, A. N. Modelagem sazonal da qualidade da água do rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n.2, p. 275-285, 2018. https://doi.org/10.1590/S1413-41522018169332

GONÇALVES, J. C. S. I.; SILVA, P. S. L.; SOEIRA, T. V. R.; POLETO, C. Técnicas para estimativa do coeficiente de reaeração superficial. In: HAYASHI, C.; SARDINHA, D. S.; PAMPLIN, P. A. Z. (Orgs.). **Ciências ambientais**: recursos hídricos. Ribeirão Preto: Carmino Hayashi, 2020.

HORN, J. F. C.; FORGIARINI, F. R.; SANTOS, T. P.; MORAES, L. M.; SILVEIRA, G. L. Determinação do coeficiente de reaeração (k_2) em pequeno rio de encosta: estudo de caso. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20, 2013, Bento Gonçalves. **Anais**... Porto Alegre: ABRHidro, 2013.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Resumo executivo anual**: avaliação da qualidade das águas superficiais em Minas Gerais 2022 – ano base 2021. Belo Horizonte: IGAM, 2022.

JESUS, J. A. O.; PEREIRA, C. B.; NAKAMURA, C. H.; PEREIRA, C. A. A. O; OLIVEIRA, C. P. M.; PINTO, I. C. Aspectos metodológicos e desenvolvimento de aplicativo para subsidiar a avaliação da qualidade da água em bacias interestaduais consideradas críticas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 22, 2017, Florianópolis. **Anais...** Porto Alegre: ABRHidro, 2017.

JESUS, J. A. O.; FERNANDES, C. V. S. Subsídios para delimitação de bacias hidrográficas. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, Porto Alegre, v. 20, e. 16, p. 1-19, 2023. https://doi.org/10.21168/rega.v20e16

JØRGENSEN, S. E. Use of models. In: JØRGENSEN, S. E.; VOLLENWEIDER, R. A. (Orgs.). **Guidelines of lake management:** principles of lake management. v. 1. Shiga: International Lake Environment Committee, 1989. p. 71-98.

JØRGENSEN, S. E.; BENDORICCHIO, G. **Fundamentals of ecological modeling**: applications in environmental management and research. 3rd ed. Amsterdam: Elsevier Science, 2001. 530 p.

KIM, H.; FOSTER, E.; CHANG, H. Transition of water quality policies in Oregon, USA and South Korea: a historical socio-hydrological approach. **Hydrological Sciences Journal**, v. 66, n. 15, p. 2117-2131, 2021. https://doi.org/10.1080/02626667.2021.1986628.

KNAESEL, K. M.; PINHEIRO, A.; VENZON, P. T.; KAUFMANN, V. Scenarios of water quality management in watershed with distributed spatio-temporal simulation. **Brazilian Journal of Water Resources**, Porto Alegre, v. 25, e. 20, p. 1-15, 2020. https://doi.org/10.1590/2318-0331.252020190111

KNAPIK, H. G.; FERNANDES, C. V. S.; MASINI, L. S.; MARIN, M. C. F. C.; PORTO, M. F. A. Análise crítica da calibração do modelo de qualidade da água QUAL2E – estudo de caso da bacia do Alto Iguaçu. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, Porto Alegre, v. 5, n. 2, p. 25-37, 2008.

KOBIYAMA, M.; GOERL, R. F.; MONTEIRO, L. R. Integração das ciências e das tecnologias para redução de desastres naturais: socio-hidrologia e socio-tecnologia.

Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental, Florianópolis, v. 7, p. 206-231, 2018, http://doi.org/ 10.19177/rgsa.v7e02018206-231

LUCIC, M.; MIKAC, N.; VDOVIC, N.; NAVA, V.; VIDMAR, J.; MILACIC, R. Spatial and temporal variability and sources of dissolved trace element in the Sava river (Slovenia, Croatia). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 21, p. 31734-31748, 2022. https://doi.org/10.1007/s11356-021-17769-9

MADANI, K. SHAFIEE-JOOD, M. Socio-hydrology: a new understanding to unite or a new science to divide? **Water**, Basel, Switzerland, n. 12, n. 7, p. 1941, 2020. https://doi.org/10.3390/w12071941

MAGALHÃES, A. A. B.; MARTINS, J. R. S. Modelagem de qualidade da água em rios utilizando o HEC-RAS. Estudo de caso no rio Ipanema. In: SILVA, M. E. D. (Org.). **Meio ambiente, recursos hídricos e saneamento 3**. Ponta Grossa: Atena Editora, 2020. p. 118-128.

MAIER, M. H; TOLENTINO, M. Ecologia na bacia do rio Jacaré-Pepira: fisiografia (geomorfologia, geologia e hidrografia) e uso do solo. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 13. Fascículo 1, p. 121-133, 1986.

MALAFAIA FILHO, M. **Aplicação do SWAT na modelagem hidrológica da bacia do rio Paraíba do Sul**. Tese (Doutorado em Ciência do Sistema Terrestre) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos, 2019.

MARCUZZO, F. F. N.; WENDLAND, E. C. Bacia hidrográfica do rio Jacaré-Pepira: mapeamento da hidrogeologia, hidrolitologia, hipsometria e população. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 49, 2018, Rio de Janeiro. **Anais**... Rio de Janeiro: SBG, 2018.

MARTÍNEZ, J. M.; SANTOS, S. A. **Métodos computacionais de otimização**. Campinas: IMECC/UNICAMP, 2020.

MARETEC - Marine and Environmental Technology Research System. **MOHID Water Modelling System**. Lisboa: Maretec, 2020. Disponível em: <http://www.mohid.com/>. Acesso em: 26 jun. 2023.

MCTI - Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Pesquisadores explicam a relação entre a mudança climática e crise hídrica no Brasil. **Notícias**. Brasília, 03 nov. 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/mcti/pt-br>. Acesso em: 29 jun. 2023.

MUNAR-SAMBONÍ, A. M.; MÉNDEZ-PEDROZA, N. M. VALBUENA-CALDERÓN, O. E. Modelación hidrodinámica y de calidad del agua en un ecosistema estuarino urbano con incidencia maregráfica y vertimientos de aguas residuales. **Revista Entramado**, v. 17, n. 1, p. 302-330, 2021. https://doi.org/10.18041/1900-3803/entramado.1.7285

NAKAMURA, C. H. **Calibração de um modelo de qualidade da água em trecho crítico qualitativo do rio Lambari, Poços de Caldas/MG**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Bauru, 2017.

NAKAMURA, C. H.; SALLA, M. R.; JESUS, J. A. O.; SILVA, G. H. R. Calibration of mathematical water quality modeling a river basin under critical conditions. **Water Environment Research**, v. 91, n. 12, p. 1678-1691, 2019. https://doi.org/10.1002/wer.1175

NAKAMURA, C. H.; JESUS, J. A. O.; GRISOTTO, L. E. G.; GOBETTI JUNIOR, A. Avaliação dos impactos de ações de urbanização e saneamento Ambiental na melhoria da Qualidade das águas da represa Billings, na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. In: CONGRESSO DA ABES, 32, 2023, Belo Horizonte, **Anais**… Rio de Janeiro: ABES, 2023.

NAKAMURA, C. H.; DI LORETO, C. G. N.; DIONISIO, C. B.; GRANGEIRO, J. S.; OLIVEIRA, L. H. Indicadores multidimensionais para análise da segurança hídrica na área da Macrometrópole Paulista. In: CONGRESSO DA ABES, 33, 2025, Brasília, **Anais**… Rio de Janeiro: ABES, 2025.

NCAR - National Center for Atmospheric Research. Drought potential in the 21st century. **Atmosphere, climate indicators, droughts indices, droughts**. Boulder, CO, ago. 2018. Disponível em: <https://visgallery.ucar.edu/drought-potential-in-the-21st-century/>. Acesso em: 29 jun. 2023.

MENEGON JR, N.; RUGUE JR, A. C. **Estudo estatístico da relação functional entre os parâmetros DBO5 e COT em corpos d'água do Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2019.

NOAA – National Oceanic and Atmospheric Administration. **The National coastal pollutant discharge inventory (NPCDI): point source methods document**. Silver Spring: NOAA, 1993

NOH, H. S.; AHN, T. J. A study on rationalized values of deoxygenation coefficient for stream quality modelling in the Hwangguji stream. **Journal of Wetlands Research**, v. 21, n. 1, p. 77-83, 2019. https://doi.org/10.17663/JWR.2019.21.1.077

NSW GOVERNMENT. **Water quality guidelines**. New South Wales Government, AU: NSW, 2025. Acesso em: 08 jun. 2025. Disponível em: <https://www.dpie.nsw.gov.au/water/our-work/science-data-and-modelling/surface-water/water-quality/more-information>

OBIN, N.; TAO, H.; GE, F.; LIU, X. Research on water quality simulation and water environmental capacity in Lushui river based on WASP model. **Water**, v.13, n. 20, 2021. https://doi.org/10.3390/w13202819

OECD - Organisation for Economic Cooperation and Development. **OECD Environmental Indicators 2001: towards sustainable development**. Paris: OECD Publishing, 2001.

OECD - Organisation for Economic Cooperation and Development. **Water resources governance in Brazil**. Paris: OECD Publishing, 2015.

OLAS - Observatorio para América Latina y el Caribe de Agua y Saneamiento. **Brazil: water resources**. Washington, DC: IDB, 2023. Disponível em: <http://www.olasdata.org>. Acesso em: 14 dez. 2023.

OLIVEIRA, G. D. **Abordagem sócio-hidrológica para assistência técnica de projetos hídricos na agricultura**. Dissertação (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Ilha Solteira, 2021.

ONEDA, T. M. S.; BARROS, V. G. On stormwater management master plans: comparing developed and developing cities. **Hydrological Sciences Journal**, v. 66, n. 1, p. 1-11, 2021. https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1853131.

OPPA, L. F. **Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2007.

PERERA, B. J. C.; NG, A. W. M. River water quality modelling – parameter, uncertainty, sensitivity and estimation. **Transaction on Ecology and the Environment**, v. 49, 2001. https://doi.org/10.2495/WP010171

PINTO, A. C. C. **Esquemas de alta resolução para controle da dispersão numérica em simulação de reservatórios**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Petróleo) – Faculdade em Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 1991.

PRÓ-SINOS - Consórcio Público de Saneamento Básico da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. **Programa de monitoramento espacial da bacia hidrográfica do rio dos Sinos**: monitoramento referente a junho/2023. Porto Alegre: Pró-Sinos, 2023. Disponível em: <http://monitoramento.prosinos.rs.gov.br/>. Acesso em: 24 jun. 2023.

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; VON SPERLING, M. Estimativa do coeficiente de reaeração da água em canal raso de fundo deslizante. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n.1, 2015, p. 79-88. https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000113819

RAESI, N.; MORADI, S.; SCHOLZ, M. Surface water resources assessment and planning with QUAL2KW model: a case study of the Maroon and Jarahi basin (Iran). **Water**, v. 14, n. 5, 2022. https://doi.org/10.3390/w14050705

REBOUÇAS, A. C. Água doce no Brasil e no mundo. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Orgs.). **Águas doces no Brasil**: capital ecológico, uso e conservação. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006. p. 1-35.

RIECKEN, S. **A compendium of water quality models**. Province of British Columbia: Water Quality Branch/Environmental Protection Department/Ministry of Environment, Lands and Parks, 1995.

RODRIGUES, F. M. G. **Análise da evolução das transformações no rio Pinheiros e das políticas ambientais associadas, São Paulo – SP**. Dissertação (Mestrado em Geografia Física) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

ROMEIRO, N. M. L. **Simulação numérica de modelos de qualidade da água usando o método de elementos finitos estabilizados**. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

SACOMAN, M. A. R. Otimização de projetos utilizando GRG, solver e excel. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE EDUCAÇÃO EM ENGENHARIA, 40, 2012. Belém. **Anais**... Brasília, ABENGE, 2012.

SALLA, M. R.; FERNANDES, L. E.; PEREIRA, C. E.; SILVA JHUNIOR, H. C.; LIMA, G. Importance of calibration for mathematical modeling of self-purification of lotic environments. **Acta limnologica brasiliensia**, Rio Claro, v. 28, 2016. https://doi.org/10.1590/S2179-975X5016

SÁNCHEZ-GUTIÉRREZ, R.; GÓMEZ-CASTRO, C. Acercamiento a los procesos de modelación de la calidad del agua en una subcuenca. Caso del río Virilla, Costa Rica. **Revista Uniciencia**, Rio Claro, v. 35, n.1, p. 71-89, 2021. http://dx.doi.org/10.15359/ru.35-1.5

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 10.755, de 22 de novembro de 1977. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976 e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 23 nov. 1977. Seção I, p. 1.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991. Estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 31 dez. 1991. Seção I, p. 2.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 16.337, de 14 de dezembro de 2016. Dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 15 dez. 2016. Seção I, p. 1-10.

SILVA, J. C. A.; PORTO, M. F. A. Requalificação de rios urbanos no âmbito da renaturalização, da revitalização e da recuperação. **Revista Labor e Engenho**, v. 14, p. 1-19, 2020. http://doi.org/10.20396/labore.v14i0.8659900.

SIMA - Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Relatório de situação de recursos hídricos da bacia hidrográfica**: roteiro para elaboração e fichas técnicas dos parâmetros. São Paulo: SIMA, 2019.

SIMA - Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Subsídios técnicos para o Plano Estadual de Recursos Hídricos 2020-2023**. São Paulo: Cobrape, 2020.

SIMA - Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo. **Guia do sistema integrado de gerenciamento de recursos hídricos** – SIGRH. 4 ed. São Paulo: Coordenadoria de Recursos Hídricos, 2021.

SINCOCK, A. M.; WHEATER, H. S.; WHITEHEAD, P. G. Calibration and sensitivity analysis of a river water quality model under unsteady flow conditions. **Journal of hydrology**, v. 277, p. 214-229, 2003. https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00127-6

SINISA – Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico. **Painel de indicadores 2024** – ano referência 2023. Brasília: SNSA, 2024.

SINISA – Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico. **Série histórica**. Brasília: SNSA, 2025.

SIVAPALAN, M. SAVENIJE, H. H. G., BLÖSCHL, G. Socio-hydrology: a new science of people and water. **Hydrological Processes**, v. 26, n. 8, p. 1270-1276, 2012. http://doi.org/10.1002/hyp.8426

SLATER, D. Water scarcity in Brazil: a case study. **Expeditions with MCUP**. Quantico: Marine Corps University Press, 2019. https://doi.org/10.36304/ExpwMCUP.2019.02

SORIANO, E.; LONDE, L. R.; GREGORIO, L. T.; COUTINHO, M. P.; SANTOS, L. B. L. Crise hídrica em São Paulo sob o ponto de vista dos desastres. **Revista Ambiente e Sociedade**, São Paulo, v. 19, n.1, p. 21-42. https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC150120R1V1912016

SSRH - Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. **Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental Integrado**. São Paulo: Cobrape, 2018.

TEODORO, A. **Estudo da capacidade de autodepuração e diluição de efluentes no rio Taquirizinho**. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2010.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; PARESCHI, D. C.; LUZIA, A. P.; VON HAELING, P. H.; FROLLINI, E. H. A bacia hidrográfica do Tietê/Jacaré: estudo de caso em pesquisa e gerenciamento. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, 2008, p. 159-172. https://doi.org/10.1590/S0103-40142008000200010

UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. **The United Nations World Water Development Report 2023**: partnerships and cooperation for water. Paris: UNESCO, 2023a.

UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. Iminent risk of a global water crisis, warns the UN World Water Development Report 2023. **Press Release**, Paris, 3 mai. 2023b. Disponível em: <https://www.unesco.org/>. Acesso em: 29 jun. 2023.

UNRIC - United Nations Regional Information Centre for Western Europe. **Água**. Lisboa, 12 jul. 2019. Disponível em: <https://unric.org/pt/agua/>. Acesso em: 29 jun. 2023.

VANELLI, F. M.; KOBIYAMA, M. Situação atual da socio-hidrologia no mundo e no Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 23, 2019, Foz do Iguaçu. **Anais**... Porto Alegre: ABRHidro, 2019.

VANELLI, F. M. **Contribuições da socio-hidrologia na redução de riscos e desastres associados a perigos naturais**. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2023.

VICARIO, S. A.; MAZZOLENI, M.; BHAMIDIPATI, S.; GHARESIFARD, M.; RIDOLFI, E.; PANDOLFO, C.; ALFONSO, L. Unravelling the influence of human behaviour on reducing casualties during flood evacuation. **Hydrological Sciences Journal**, v. 65, n.14, p. 2359-2375, 2020. https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1810254.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. v. 7. 588 p.

WARD, P. J.*;* RUITER, M. C.; MARD, J.; SCHRÖTER, K.; VAN LOON, A.; VELDKAMP, T.; VON UEXKULL, N.; WANDERS, N.; AGHAKOUCHAK, A.; ARNBJERG-NIELSEN, K.; CAPEWELL, L.; LLASAT, M. C.; DAY, R.; DEWALS, B; DI BALDASSARRE, G.; HUNING, L. S.; KREIBICH, H.; MAZZOLENI, M.; SAVELLI, E.; TEUTSCHBEIN, C.; VAN DEN BERG, H.; VAN DER HEIJDEN, A.; VINCKEN, J. M. R.; WATERLOO, M. J.; WENS, M. The need to integrate flood and drought disaster risk reduction strategies. **Water Security**, v. 11, n. 2020, 2020. https://doi.org/10.1016/j.wasec.2020.100070.

WENS, M. JOHNSON, J. M.; ZAGARIA, C.; VELDKAMP, T. I. E. Integrating human behavior dynamics into drought risk assessment - a sociohydrologic, agent-based approach. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 6, n. 4, p. e1345, 2019. https://doi.org/10.1002/wat2.1345.

YU, D. J.; HAEFFNER, M; JEONG, H.; PANDE, S.; DAME, J.; DI BALDASSARRE, G.; GARCIA-SANTOS, G.; HERMANS, L.; MUNEEPEERAKUL, R.; NARDI, F.; SANDERSON, M. R.; TIAN, F.; WEI, Y.; WESSELS, J.; SIVAPALAN, M. On capturing human agency and methodological interdisciplinarity in socio-hydrology research. **Hydrological Sciences Journal**, v. 67, n. 13, p. 1905-1916, 2022. https://doi.org/10.1080/02626667.2022.2114836.