



SAMUEL JOSÉ MARQUÊS TIMANO

**MODELAGEM DA QUALIDADE DE ÁGUA NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO UMBELUZI – MOÇAMBIQUE:
INTEGRAÇÃO DOS MODELOS SWAT E QUAL-UFMG**

LAVRAS – MG

2025

SAMUEL JOSÉ MARQUÊS TIMANO

**MODELAGEM DA QUALIDADE DE ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
UMBELUZI – MOÇAMBIQUE: INTEGRAÇÃO DOS MODELOS SWAT E QUAL-
UFMG.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do curso de Recursos Hídricos, área de concentração de Hidrologia, para obtenção de título de Mestre.

Prof. Dr^o. Mateus Pimentel de Matos
Orientador

LAVRAS – MG
2025

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

Timano, Samuel José Marquês.

Modelagem da qualidade de água na bacia hidrográfica do rio Umbeluzi –
Moçambique: Integração dos modelos SWAT e QUAL-UFMG / Samuel José
Marquês Timano. - 2025.

137 p. : il.

Orientador: Mateus Pimentel De Matos

Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2025.
Bibliografia.

1. Modelagem integrada. 2. Geotecnologias. 3. Gestão de recursos hídricos. 4.
SWAT. 5. QUAL-UFMG. I. Matos, Mateus Pimentel De . II. Universidade Federal
de Lavras. III. Título.

SAMUEL JOSÉ MARQUÊS TIMANO

**MODELAGEM DA QUALIDADE DE ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
UMBELUZI – MOÇAMBIQUE: INTEGRAÇÃO DOS MODELOS SWAT E QUAL-
UFMG**

**WATER QUALITY MODELING IN THE UMBELUZI RIVER BASIN –
MOZAMBIQUE: INTEGRATION OF SWAT AND QUAL-UFMG MODELS**

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

Aprovada em 16 de Julho de 2025

Prof. Dr^o. Elias Sete Manjate (UEM)

Prof. Dr^a. Fátima Resende Luiz Fia (UFLA)

Prof. Dr^o. Ronaldo Fia (UFLA)

Documento assinado digitalmente
 **MATEUS PIMENTEL DE MATOS**
Data: 16/09/2025 08:55:01-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr^o. Mateus Pimentel de Matos

Orientador

LAVRAS – MG

2025

À minha amada filha, Kinsley Magsamy Marquês Timano, que deu seus primeiros passos e pronunciamentos distante de mim. Mesmo à distância, seu carinho e amor foram minha maior inspiração.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus, por sua infinita misericórdia, amor, força e coragem para enfrentar todos os obstáculos, por mais difíceis que parecessem. Em todos os momentos de incerteza, ele iluminou meus caminhos e esteve ao meu lado nas horas mais desafiadoras.

Ao meu orientador, Prof. Dr^o. Mateus Pimentel De Matos, expresso minha profunda gratidão pelos ensinamentos, pela orientação firme e paciente, pelos estímulos constantes, pelas ideias valiosas e por toda a experiência compartilhada ao longo deste percurso. Agradeço a parceria construída desde o projeto de qualificação até a conclusão desta etapa.

À Máguia Cecília Alberto Lemos Timano, minha esposa e companheira, meu sincero agradecimento pelo carinho, compreensão, amor e apoio em todas as decisões que precisei tomar.

À minha mãe, Teresa João Guiambalo, agradeço a paciência, apoio, amor e compreensão incondicional em todos os momentos.

Estendo meus agradecimentos aos professores do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, em especial ao Prof. Dr^o. Marcelo Ribeiro Viola, pela colaboração, apoio técnico e valiosas contribuições ao longo desta dissertação.

Expresso minha profunda gratidão aos membros da banca, os professores Elias, Clécio, Fátima e Ronaldo pelo valioso apoio, pelas contribuições construtivas e pelos comentários criteriosos que enriqueceram significativamente este trabalho. A colaboração de cada um foi essencial para aprimorar a qualidade da pesquisa, e o diálogo estabelecido ao longo do processo foi de grande aprendizado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo financiamento do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pela concessão da bolsa de estudos, que foi essencial para minha dedicação exclusiva ao curso e à pesquisa.

Por fim, agradeço aos colegas do curso de Mestrado em Recursos Hídricos (Hidrologia), que, direta ou indiretamente, contribuíram para minha formação e para a realização deste trabalho em especial àqueles que permaneceram comigo até o fim desta jornada.

*"A mente que se abre a uma nova ideia jamais voltará
ao seu tamanho original."*

(Albert Einstein)

RESUMO

A crescente pressão antrópica sobre os recursos hídricos e a escassez de dados monitorados dificultam a gestão da qualidade da água em bacias hidrográficas de países em desenvolvimento. Nesse contexto, esta dissertação teve como objetivo avaliar a qualidade da água no rio Umbeluzi, em Moçambique, por meio da integração dos modelos SWAT (Soil and Water Assessment Tool) e QUAL-UFMG, permitindo a simulação acoplada de processos hidrológicos e de transporte de poluentes em uma bacia tropical de dados escassos. A abordagem adotada envolveu três etapas principais: caracterização fisiográfica, morfométrica e hidrológica da bacia com uso de geotecnologias e determinação do índice de qualidade de água; aplicação do modelo SWAT para o período de 1994 a 2023 e análise da qualidade da água em 65 km do curso principal do rio Umbeluzi, segmentado em três trechos com diferentes pontos de monitoramento. O modelo SWAT obteve bom desempenho na simulação das vazões, com coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) de 0,76, R^2 de 0,78 e PBIAS de 13% na calibração, evidenciando sua confiabilidade na geração de vazões médias mensais para apoiar a modelagem qualitativa. Já o modelo QUAL-UFMG, aplicado para as variáveis OD, DBO_5 , NT, PT e coliformes termotolerantes (CTerm), apresentou resultados mistos: desempenho razoável para oxigênio dissolvido (NSE = 0,20; R^2 = 0,20; RMSE = 1,22), mas desempenho insatisfatório para as demais variáveis, com valores de NSE negativos (DBO_5 = -3,71; NT = -2,34; PT = -1,71; CTerm = -12,73). Esses resultados refletem a limitação do cenário simulado, que não incorporou fontes pontuais e difusas de poluição, bem como as contribuições e influência dos tributários, o que comprometeu a representatividade de picos de carga orgânica e microbiológica observados. A simulação ao longo dos 65 km do rio evidenciou uma tendência de autodepuração, especialmente para o OD, mas também destacou a subestimação de poluentes em áreas com intensa atividade urbana e agrícola. Apesar das limitações, a integração SWAT–QUAL-UFMG demonstrou ser uma estratégia promissora para diagnóstico ambiental e planejamento de gestão hídrica em bacias com limitada infraestrutura de monitoramento. Conclui-se que, para melhorar a acurácia das simulações futuras, é essencial incorporar dados de carga poluidora realista (pontual e difusa), considerar a sazonalidade climática, modelar previamente os tributários e refinar os parâmetros cinéticos. A abordagem integrada adotada nesta dissertação oferece suporte técnico e científico para subsidiar políticas públicas de saneamento, planejamento ambiental e adaptação às mudanças climáticas na bacia do rio Umbeluzi.

Palavras-chave: Modelagem integrada; Qualidade da água; SWAT; QUAL-UFMG; Gestão de Recursos Hídricos.

ABSTRACT

The increasing anthropogenic pressure on water resources and the scarcity of monitoring data hinder water quality management in river basins of developing countries. In this context, this dissertation aimed to assess water quality in the Umbeluzi River, Mozambique, through the integration of the SWAT (Soil and Water Assessment Tool) and QUAL-UFGM models, enabling the coupled simulation of hydrological processes and pollutant transport in a tropical, data-scarce basin. The adopted approach involved three main steps: (i) physiographic, morphometric, and hydrological characterization of the basin using geotechnologies and determination of the Water Quality Index; (ii) application of the SWAT model for the period 1994–2023; and (iii) analysis of water quality along 65 km of the Umbeluzi River main course, divided into three reaches with distinct monitoring points. The SWAT model showed good performance in streamflow simulation, with a Nash–Sutcliffe Efficiency (NSE) of 0.76, R^2 of 0.78, and PBIAS of 13% during calibration, evidencing its reliability in generating monthly mean flows to support qualitative modeling. Conversely, the QUAL-UFGM model, applied to DO, BOD₅, TN, TP, and thermotolerant coliforms (CTerm), presented mixed results: reasonable performance for dissolved oxygen (NSE = 0.20; R^2 = 0.20; RMSE = 1.22 mg/L), but unsatisfactory results for the other variables, with negative NSE values (BOD₅ = -3.71; TN = -2.34; TP = -1.71; CTerm = -12.73). These results reflect the limitations of the simulated scenario, which did not include point and diffuse pollution sources, nor the contributions and influence of tributaries, compromising the representativeness of observed peaks of organic and microbiological loads. The 65 km simulation highlighted a self-purification trend, especially for DO, but also revealed pollutant underestimation in areas with intense urban and agricultural activity. Despite these limitations, the SWAT–QUAL-UFGM integration proved to be a promising strategy for environmental assessment and water management planning in basins with limited monitoring infrastructure. It is concluded that, to improve the accuracy of future simulations, it is essential to incorporate realistic pollutant load data (point and diffuse), consider climatic seasonality, previously model tributaries, and refine kinetic parameters. The integrated approach adopted in this dissertation provides technical and scientific support to inform public policies for sanitation, environmental planning, and climate change adaptation in the Umbeluzi River basin.

Keywords: Integrated modeling; Water quality; SWAT; QUAL-UFGM; Water Resources Management.

INDICADORES DE IMPACTO

O presente estudo avaliou a qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Umbeluzi, em Moçambique, por meio da integração dos modelos SWAT e QUAL-UFMG, permitindo simular os processos hidrológicos e o transporte de poluentes em uma bacia tropical com escassez de dados. Os impactos sociais são observados no fortalecimento da capacidade de diagnóstico ambiental para áreas urbanas e rurais dependentes do rio Umbeluzi, que abastece diretamente as cidades de Maputo e Matola. A identificação de trechos críticos com degradação da qualidade da água forneceu subsídios para ações direcionadas de saneamento, controle de efluentes e educação ambiental, especialmente em comunidades vulneráveis expostas a riscos de contaminação. O estudo também reforça a importância da conservação das matas ciliares e da gestão participativa dos recursos hídricos, promovendo inclusão social e sustentabilidade nas políticas públicas locais. No aspecto tecnológico, a dissertação promove a aplicação integrada de modelos computacionais de hidrologia e qualidade da água em uma região africana, demonstrando a viabilidade do uso combinado de SWAT e QUAL-UFMG mesmo em contextos de baixa disponibilidade de dados. A pesquisa representa um avanço metodológico para Moçambique, capacitando instituições locais no uso de geotecnologias, sensoriamento remoto, sistemas de informação geográfica (SIG) e ferramentas de modelagem ambiental. A construção de uma base de dados georreferenciada, aliada à calibração de parâmetros hidrológicos e cinéticos, contribui para o aprimoramento técnico-científico de estudos ambientais, sendo uma referência para projetos similares em bacias hidrográficas tropicais. Do ponto de vista potencial, o trabalho oferece importantes contribuições para o planejamento e a gestão integrada dos recursos hídricos em nível nacional e transfronteiriço. A bacia do rio Umbeluzi compartilha águas com Eswatini e África do Sul, e o modelo desenvolvido pode ser utilizado como base técnica para negociações bilaterais e definição de estratégias conjuntas de uso e conservação. Além disso, os resultados podem subsidiar planos diretores de bacia, planos municipais de saneamento básico, e políticas públicas de controle da poluição difusa e pontual. O estudo também abre caminhos para análises futuras sob cenários de mudanças climáticas, contribuindo para o desenvolvimento de medidas de adaptação hidrológica e proteção de mananciais. Alinhado aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU, especialmente os ODS 6 (Água Potável e Saneamento), ODS 13 (Ação contra a Mudança Global do Clima) e ODS 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis), o trabalho reforça o papel da ciência na construção de soluções ambientais, sociais e institucionais para a resiliência hídrica em Moçambique.

IMPACT INDICATOIRES

This study assessed water quality in the Umbeluzi River Basin, Mozambique, through the integration of the SWAT and QUAL-UFGM models, enabling the simulation of hydrological processes and pollutant transport in a tropical watershed with limited data availability. Social impacts are observed in the strengthened capacity for environmental diagnosis in both urban and rural areas dependent on the Umbeluzi River, which directly supplies water to the cities of Maputo and Matola. The identification of critical segments with degraded water quality provides support for targeted sanitation actions, wastewater control, and environmental education, especially in vulnerable communities exposed to contamination risks. The study also reinforces the importance of riparian vegetation conservation and participatory water resource management, promoting social inclusion and sustainability in local public policies. In terms of technological impact, the dissertation advances the integrated application of hydrology and water quality modeling tools in an African context, demonstrating the feasibility of using SWAT and QUAL-UFGM together, even in data-scarce conditions. The research represents a methodological advancement for Mozambique, enhancing the technical capacity of local institutions in the use of geotechnologies, remote sensing, geographic information systems (GIS), and environmental modeling tools. The construction of a georeferenced environmental database, combined with the calibration of hydrological and kinetic parameters, contributes to scientific and technical development and serves as a reference for similar studies in tropical river basins. From a potential (strategic and environmental) perspective, the work offers significant contributions to integrated water resource management and planning at national and transboundary levels. The Umbeluzi River Basin shares waters with Eswatini and South Africa, and the developed model can serve as a technical foundation for bilateral negotiations and joint conservation strategies. Furthermore, the results may inform river basin management plans, municipal sanitation strategies, and public policies for the control of both point and non-point pollution sources. The study also paves the way for future assessments under climate change scenarios, contributing to the development of hydrological adaptation measures and the protection of water sources. Aligned with the United Nations Sustainable Development Goals (SDGs), particularly SDG 6 (Clean Water and Sanitation), SDG 13 (Climate Action), and SDG 11 (Sustainable Cities and Communities), this work reinforces the role of science in delivering environmental, social, and institutional solutions for water resilience in Mozambique.

LISTAS DE FIGURAS

Figura 2.1 – Localização geográfica da bacia hidrográfica do rio Umbeluzi	48
Figura 2.2 – Condição climática da bacia hidrográfica do rio Umbeluzi	49
Figura 2.3 – Mapas temáticos (a – MDE; b – Declividade da bacia)	57
Figura 2.4 – Mapas temáticos (a – tipo de solo; b – uso e cobertura do solo)	59
Figura 2.5 – Rede hidrográfica da BH do Umbeluzi	62
Figura 2.6 – Resposta hidrológica da BH do rio Umbeluzi à Precipitação mensal	63
Figura 2.7 – Curva de permanência do rio Umbeluzi	67
Figura 2.8 – Estações de qualidade de água da BH do rio Umbeluzi	66
Figura 3.1 – Mapas temáticos de entrada do modelo SWAT: (a – MDE, b – Declividade; c – Uso e cobertura do solo; e d – Tipos de solo	75
Figura 3.2 – Fluxograma metodológico do modelo SWAT	76
Figura 3.3 – Valores de vazão observados e simulados para o modelo calibrado após o ajuste dos parâmetros	86
Figura 3.4 – Valores de vazão observados e simulados para o modelo validado	88
Figura 4.1 – Diagrama unifilar do curso principal do rio Umbeluzi	98
Figura 4.2 – Calibração da variável oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio .	107
Figura 4.3 – Calibração da variável de Fósforo e suas frações	108
Figura 4.3 – Calibração da variável de Nitrogênio e suas frações	110
Figura 4.3 – Calibração da variável de CTerm	111

LISTAS DE TABELAS

Tabela 1.1 – Impacto no uso da água devido à degradação de sua qualidade	12
Tabela 2.1 – Caracterização do relevo da BH de Umbeluzi	50
Tabela 2.2 – Valores para interpretação do I_c , K_c , F_f	53
Tabela 2.3 – Classificação do IQA segundo IGAM	56
Tabela 2.4 – Características morfométricas da bacia de Umbeluzi	60
Tabela 2.5 – Determinação de IQA de BH do rio Umbeluzi	66
Tabela 3.1 – Descrição de dados para o modelo SWAT	75
Tabela 3.2 – Distribuição de HRUs por Sub-bacia geradas no QSWAT	77
Tabela 3.3 – Parâmetros passíveis de calibração do modelo SWAT.....	80
Tabela 3.4 – Equações usadas para avaliação do modelo SWAT.....	82
Tabela 3.5 – Resumo dos critérios de avaliação de desempenho de SWAT.....	83
Tabela 3.6 – Valores dos parâmetros na calibração automática com os respectivos limites inferiores, superiores e o valor calibrado	85
Tabela 4.1 – Valores típicos de K_1 em condições de laboratório (base e, 20°C)	99
Tabela 4.2 – Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO (K_1 e K_d) (base e, 20°C) ..	100
Tabela 4.3 – Valores típicos de K_2 tabelados	101
Tabela 4.4 – Valores aproximados de K_s	101
Tabela 4.5 – Indicadores estatísticos de desempenho do modelo QUAL-UFMG	113

LISTAS DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ADEMA	Agência Nacional do Ambiente
ANA	Agência Nacional de Águas
ARASUL	Administração Regional de Águas do Sul
BH	Bacia Hidrográfica
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CFA	Climate Forecast Applications
CTerm	Coliformes Termotolerantes
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias
DEM / MDE	Modelo Digital de Elevação
ETA	Estação de Tratamento de Água
FAPEMIG	Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais
Ff	Fator de Forma
GEO	Geoprocessamento / Geografia
GIS / SIG	Geographic Information System / Sistema de Informação Geográfica
HRU / URH	Hydrological Response Unit / Unidade de Resposta Hidrológica
Ic	Índice de Circularidade
INAM	Instituto Nacional de Meteorologia (Moçambique)
IQA	Índice de Qualidade da Água
Is	Índice de Sinuosidade
JMP	Joint Monitoring Programme (Programa Conjunto OMS/UNICEF)
Kc	Coefficiente de Compacidade
K ₁ , K ₂ , K _d	Coefficientes cinéticos de remoção ou decaimento
LULC	Land Use and Land Cover (Uso e Cobertura da Terra)
MIKE SHE	Modelo hidrodinâmico e hidrológico integrado (DHI)
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NSE	Eficiência de Nash-Sutcliffe
NT	Nitrogênio Total
OD	Oxigênio Dissolvido
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
PBIAS	Percentual de Viés

PET	Precipitação Evapotranspirativa Potencial
PT	Fósforo Total
QGIS	Quantum GIS (software de geoprocessamento de código aberto)
QSWAT	Interface gráfica do modelo SWAT no QGIS
QUAL-UFMG	Modelo de qualidade da água desenvolvido pela Universidade Federal de Minas Gerais
QUAL2K	Modelo unidimensional de qualidade da água (EPA/EUA)
R ²	Coeficiente de Determinação
RMSE	Raiz do Erro Quadrático Médio
SADC	Comunidade de Desenvolvimento da África Austral
SD	Sólidos Dissolvidos
SF	Sólidos Fixos
SS	Sólidos Suspensos
SV	Sólidos Voláteis
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
Streeter-Phelps	Modelo clássico de autodepuração (1925)
TRMM	Tropical Rainfall Measuring Mission
UEM	Universidade Eduardo Mondlane
UFLA	Universidade Federal de Lavras
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância
WMO	Organização Meteorológica Mundial
World Bank	Banco Mundial

ÍNDICE

CAPÍTULO I - “CONSIDERAÇÕES GERAIS”	1
1.1 INTRODUÇÃO	1
1.1.1 Objetivos.....	3
1.1.2 Hipótese da pesquisa	3
1.1.3 Estrutura da dissertação	4
1.2.1 Caracterização fisiográfica, morfométrica e hidrológica de bacias hidrográficas	4
1.2.2 Disponibilidade de água no mundo e Moçambique.....	10
1.2.4 Fontes de poluição da água	15
1.2.5 Variáveis de qualidade de água.....	16
1.2.6 Índice de qualidade de água	23
1.2.7 Modelagem hidrológica.....	26
1.2.8 Autodepuração.....	33
1.3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35
CAPÍTULO II – “CARACTERIZAÇÃO INTEGRADA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO UMBELUZI COM APLICAÇÃO DE GEOTECNOLOGIAS (SIG) E ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA”	45
RESUMO	45
ABSTRACT	45
2.1 INTRODUÇÃO	46
2.2 MATERIAIS E MÉTODOS	47
2.2.1 Caracterização da área de estudo	47
2.2.2 Aplicação de Modelo Digital de Elevação (MDE) na caracterização da bacia ...	49
2.2.3 Fisiografia da BH de Umbeluzi	50
2.2.4 Morfometria da BH de Umbeluzi	51
2.2.5 Caracterização hidrológica da BH de Umbeluzi	55
2.2.6 Avaliação de qualidade de água da BH de Umbeluzi.....	56
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
2.3.1 Caracterização fisiográfica da BH de Umbeluzi.....	57
2.3.2 Caracterização morfométrica da BH de Umbeluzi	60
2.3.3 Caracterização hidrológica da bacia de Umbeluzi	63

2.3.4	Avaliação da qualidade de água da BH de Umbeluzi	65
2.4	CONCLUSÕES.....	67
2.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	68
CAPÍTULO III – “APLICAÇÃO DO MODELO SWAT NA ANÁLISE DA DINÂMICA HIDROLÓGICA DA BACIA DO RIO UMBELUZI”		72
RESUMO.....		72
ABSTRACT		72
3.1	INTRODUÇÃO	73
3.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	74
3.2.1	Configuração do modelo	76
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	83
3.3.1	Análise de sensibilidade	84
3.4	CONCLUSÕES.....	89
3.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	90
CAPÍTULO IV – “INTEGRAÇÃO HIDRODINÂMICA E MODELAGEM DA QUALIDADE DE ÁGUA DO RIO UMBELUZI APLICANDO O QUAL-UFMG”		94
RESUMO.....		94
ABSTRACT		94
4.1	INTRODUÇÃO	95
4.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	96
4.2.1	Estruturação e fontes de dados	96
4.2.2	Configuração do modelo QUAL-UFMG	97
4.2.3	Estimativa dos coeficientes	99
4.2.4	Calibração e validação do modelo.....	102
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	105
V.	CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES.....	119
5.1	Considerações finais	119
5.2	Recomendações	120

CAPÍTULO I - “CONSIDERAÇÕES GERAIS”

1.1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso fundamental e essencial para a vida dos seres vivos, sendo utilizada em diversas finalidades, como consumo humano e animal, agricultura, geração de energia, entre outras atividades. O crescimento populacional e as mudanças nos hábitos da população têm elevado a demanda por água ano após ano, criando desafios e conflitos em muitas regiões do planeta. Além de se tratar de um recurso finito, com distribuição irregular sazonal e espacialmente, a contaminação dos mananciais tem resultado em episódios de escassez quantitativa e qualitativa (Boana, 2023).

De acordo com o Programa Conjunto de Monitoramento da OMS/UNICEF (JMP), a crise hídrica global é mais crítica do que se projetava. Estima-se que ao menos 4,4 bilhões de pessoas são afetadas, sendo uma situação especialmente desafiadora na África Subsaariana, onde 80% da população está exposta à água contaminada, caracterizando um cenário de escassez qualitativa ou, como definido por alguns, escassez econômica, que ocorre quando há disponibilidade de água, mas há inviabilidade técnica e/ou financeira local de seu uso (Silva *et al.*, 2021).

Estudos recentes demonstraram que mudanças climáticas, crescimento populacional, captação desordenada de água, baixos índices de saneamento básico e alterações no uso e cobertura do solo são os principais fatores que impactam o regime hidrológico natural das bacias hidrográficas da África, incluindo a bacia do rio Umbeluzi, em Moçambique (Notiço; Formiga, 2021). A escassez de água nessa região do país africano está associada às causas já elencadas, somada à distribuição irregular da precipitação e à crescente competição pelo recurso entre diferentes setores, o que reduz drasticamente sua disponibilidade, afetando o rendimento agrícola, o abastecimento público e outras atividades. Ademais, a qualidade da água disponível é comprometida pelos reduzidos níveis de esgotamento sanitário e a presença de outras fontes de contaminação de mananciais, por atividades humanas como industrialização, agricultura intensiva, urbanização e manejo inadequado de resíduos, agravam a situação, causando prejuízos quantitativos e qualitativos ao fornecimento de água (Hicks *et al.*, 2019).

De acordo com CONSULTEC e SALAMON (2020), a água da bacia hidrográfica do rio Umbeluzi é consumida para diferentes finalidades com destaque para o abastecimento da zona metropolitana do Grande Maputo, que atende mais de 1,5 milhões de habitantes, além do uso para irrigação e atividades industriais. O aumento da demanda por água de boa qualidade para abastecimento doméstico, irrigação e usos industriais é preocupante em um cenário de

grandes incertezas relacionadas às variáveis hidrológicas e climáticas na região (Droogers *et al.*, 2014).

Para melhorar o gerenciamento dos recursos hídricos, enfrentando problemas de escassez quantitativa e qualitativa e garantindo acesso a informações sobre disponibilidade e qualidade da água, torna-se fundamental o uso de modelos hidrológicos. Esses modelos de simulação hidrológica, que incluem vazões e qualidade da água, têm sido amplamente utilizados para embasar decisões, como a intensificação de fiscalizações, a implementação de medidas de conservação do solo e da água e a definição de áreas prioritárias para intervenção (Pereira *et al.*, 2022).

Os modelos computacionais que simulam a qualidade da água passaram por longo período de desenvolvimento desde o modelo de Streeter e Phelps, utilizado em 1925 para controle da poluição no rio Ohio, nos EUA. Atualmente, existem diversos modelos hidrológicos, como o Soil and Water Assessment Tool (SWAT), que permite estimar a qualidade da água com base em características de uso e ocupação do solo, topografia, tipo de solo e vegetação (Hoang *et al.*, 2019).

Outros modelos incluem o Hydrologic Simulation Program – FORTRAN (HSPF), o Modelo Hidrodinâmico (MIKE SHE), QUAL2K e QUAL-UFGM, amplamente utilizados para simular processos em bacias hidrográficas e cursos de água de terras altas (Hoang *et al.*, 2019). O modelo QUAL-UFGM, por exemplo, requer dados de qualidade da água em pontos específicos, além de informações hidrodinâmicas, como vazão e profundidade, para permitir projeções em pontos distantes dos utilizados como referência (Hoang *et al.*, 2019).

Em bacias com escassez de dados, como a do Umbeluzi, a integração de modelos pode compensar limitações individuais de cada um dos métodos existentes. O SWAT pode ser usado, por exemplo, para gerar a avaliação de condições hidrológicas de base, fornecendo dados simulados de vazão e carga de nutrientes para o QUAL-UFGM, enquanto esse último poderia proporcionar a projeção da qualidade da água em trechos a jusante. Esse procedimento é essencial em regiões com poucas estações fluviométricas, pois o SWAT permite simular a entrada de água com base em dados de solo, clima e uso do solo, mesmo quando esses dados são limitados ou inexistentes em séries temporais extensas (Ghimire; Reddy, 2013). Assim, a integração entre o SWAT e o QUAL-UFGM permite análises detalhadas e abrangentes sobre a qualidade da água, configurando-se, portanto, como uma ferramenta valiosa para o planejamento ambiental e a gestão de recursos hídricos, especialmente em contextos de escassez de dados observacionais.

1.1.1 Objetivos

a) Geral

- ⇒ Obter dados hidrológicos da bacia hidrográfica do rio Umbeluzi, em Moçambique, e avaliar a qualidade da água por meio da modelagem hidrológica integrada dos modelos SWAT e QUAL-UFMG, inferindo os impactos decorrentes dos diferentes usos do solo e das variações sazonais.

b) Específicos

- ⇒ Caracterizar os aspectos fisiográficos, morfométricos, hidrológicos e de qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Umbeluzi, por meio de geotecnologias (SIG).
- ⇒ Aplicar e calibrar o modelo SWAT para simular o comportamento hidrológico da bacia, considerando variáveis climáticas, edáficas e os diferentes usos e coberturas da terra.
- ⇒ Caracterizar a qualidade da água dos cursos d'água da bacia com base nos dados disponíveis das estações de monitoramento, avaliando parâmetros físico-químicos e microbiológicos.
- ⇒ Implementar o modelo QUAL-UFMG para simular a dinâmica da qualidade da água ao longo do rio Umbeluzi, utilizando como entrada as vazões simuladas pelo SWAT e os dados observacionais disponíveis.

1.1.2 Hipóteses da pesquisa

- ⇒ A integração dos modelos SWAT e QUAL-UFMG permitirá identificar que a condição hídrica atual do Rio Umbeluzi é crítica, especialmente em relação à sua baixa capacidade de autodepuração.
- ⇒ Essa limitação será mais evidente nos períodos de maior vazão, intensificados pela precipitação, comprometendo ainda mais a qualidade da água.
- ⇒ A aplicação integrada desses modelos possibilitará uma previsão mais precisa e eficaz da qualidade da água, evidenciando a influência do uso do solo e das práticas de gestão hídrica na dinâmica de poluentes e na autodepuração do sistema aquático.

1.1.3 Estrutura da dissertação

A presente dissertação está organizada em cinco capítulos, além da introdução, do referencial teórico e das considerações finais, abordando de forma integrada os aspectos fisiográficos, hidrológicos e de qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Umbeluzi, com ênfase na aplicação combinada dos modelos SWAT e QUAL-UFGM. No Capítulo II, apresenta-se a caracterização morfométrica, fisiográfica e hidrológica da bacia, incluindo a análise da qualidade da água a partir dos dados disponíveis em estações de monitoramento. O Capítulo III é dedicado à aplicação do modelo hidrológico SWAT, empregado na simulação das vazões nos principais trechos do rio, cujos resultados hidrodinâmicos serviram de entrada para o modelo de qualidade da água. O Capítulo IV aborda a avaliação da qualidade da água ao longo de 65 km do curso principal do rio Umbeluzi, baseada na simulação realizada com o modelo QUAL-UFGM, possibilitando a análise espacial de variáveis como DBO₅, OD, NT, PT e CTerm. Essa estrutura possibilitou a condução de uma abordagem integrada, contribuindo para o diagnóstico ambiental e para o planejamento da gestão hídrica na bacia em estudo.

1.2. REFERENCIAL TEÓRICO

1.2.1 Caracterização fisiográfica, morfométrica e hidrológica de bacias hidrográficas

A bacia hidrográfica constitui uma unidade territorial natural, definida pelas feições topográficas que direcionam o escoamento da água da chuva para um ponto de saída comum, geralmente um rio principal ou corpo hídrico receptor. Sua análise é fundamental para compreender os processos hidrológicos, ecológicos e antrópicos que afetam a disponibilidade e a qualidade dos recursos hídricos (Christofolletti, 1980; Tucci, 2007).

Para que essa compreensão seja efetiva, é necessária uma abordagem integrada, capaz de considerar as múltiplas interações entre os elementos do meio físico e os usos do solo. Nesse contexto, a caracterização da bacia envolve três dimensões complementares, fisiográfica, morfométrica e hidrológica, cada uma composta por variáveis específicas que influenciam diretamente a dinâmica do escoamento, a recarga subterrânea, os processos erosivos e o transporte de sedimentos e poluentes (Mota; Teixeira, 2020).

1.2.1.1 Caracterização fisiográfica da bacia

A caracterização fisiográfica de uma bacia hidrográfica constitui etapa fundamental para a compreensão dos processos que controlam a dinâmica hídrica, ecológica e geomorfológica do território. Essa abordagem contempla um conjunto de atributos naturais que moldam o comportamento do escoamento superficial, da infiltração e da evapotranspiração, além de interferirem na distribuição espacial dos recursos hídricos e na vulnerabilidade ambiental da bacia (Tucci, 2007; Mota e Teixeira, 2020). Dentre os principais elementos fisiográficos, destacam-se:

a) Relevo e Altimetria

O relevo define a configuração tridimensional da superfície terrestre e interfere diretamente na direção e na velocidade do escoamento das águas. Bacias localizadas em regiões com topografia acidentada e elevada amplitude altimétrica tendem a apresentar maior energia cinética do escoamento, com acúmulo de sedimentos a jusante e risco acentuado de processos erosivos e inundações localizadas. Em contrapartida, bacias com relevo suavemente ondulado favorecem a infiltração e o amortecimento das vazões. A altimetria também influencia a temperatura local e a distribuição da cobertura vegetal, sendo comumente representada por meio de Modelos Digitais de Elevação (MDE), que permitem gerar mapas de declividade e identificar áreas de acumulação e deflexão de fluxo (Medeiros *et al.*, 2016).

b) Declividade

A declividade expressa a inclinação do terreno, sendo determinante na velocidade de escoamento superficial e no tempo de concentração da bacia. Regiões com elevada declividade apresentam menor tempo de resposta hidrológica e maior potencial erosivo. A classificação da declividade é usualmente feita em faixas percentuais (plano: 0–3%, suave ondulado: 3–8%, ondulado: 8–20%, fortemente ondulado: 20–45% e montanhoso: >45%) (IBGE, 2009). O conhecimento dessa variável é essencial para zoneamento ambiental, planejamento do uso do solo e controle de processos de degradação.

c) Uso e Cobertura do Solo

A cobertura do solo é um dos fatores que mais influenciam a regulação hidrológica da bacia. Áreas cobertas por vegetação nativa, como florestas e cerrados, exercem papel fundamental na interceptação da precipitação, redução da velocidade do escoamento, aumento da infiltração e proteção do solo contra a erosão hídrica. Por outro lado, a substituição da vegetação natural por áreas urbanas ou agrícolas promove a compactação do solo, a

impermeabilização da superfície, a redução da capacidade de infiltração/percolação e o aumento do volume de escoamento superficial (Oliveira *et al.*, 2020). A análise espacial do uso do solo, geralmente com apoio de geotecnologias, permite identificar áreas críticas e estimar impactos antrópicos sobre o regime hídrico da bacia.

d) Tipos de Solo

Os solos atuam como mediadores entre a atmosfera e o lençol freático, influenciando diretamente a capacidade de infiltração e retenção da água. Solos arenosos, por apresentarem poros maiores e estrutura mais solta, geralmente possuem maior taxa de infiltração e potencial de recarga subterrânea. Em contrapartida, solos argilosos, com menor porosidade e maior coesão, comumente, favorecem o escoamento superficial e estão mais sujeitos à compactação e erosão. Além disso, a profundidade efetiva, a presença de horizontes impermeáveis e o grau de pedregosidade também condicionam a dinâmica hídrica e o armazenamento de água no solo (EMBRAPA, 2013). Latossolos são exceções, em razão da estrutura granular, o que garante que mesmo sendo solos argilosos, apresentem boa capacidade de infiltração e percolação, além de maior resistência a ações de redução da porosidade (Souza *et al.*, 2020).

e) Clima

O clima é o principal fator externo do ciclo hidrológico em uma bacia. Esse define os padrões de precipitação, temperatura, umidade relativa, radiação solar e evapotranspiração, que juntos regulam a quantidade de água disponível no sistema. Em regiões tropicais, como a do rio Umbeluzi, observa-se uma forte sazonalidade climática, com períodos chuvosos concentrados e estações secas prolongadas. Essa variabilidade acentuada influencia diretamente os regimes de vazão, recarga do aquífero e qualidade da água, exigindo modelos que contemplem essa alternância (INAM, 2023).

1.2.1.2 Caracterização morfométrica de bacia hidrográfica

A análise morfométrica consiste no estudo quantitativo da forma, da dimensão e da organização da rede de drenagem de uma bacia hidrográfica. É uma etapa fundamental para a compreensão da resposta hidrológica do sistema às precipitações, pois permite estimar o comportamento do escoamento superficial, o tempo de concentração, a susceptibilidade a inundações e a tendência à erosão (Horton, 1945; Mota e Teixeira, 2020; Strahler, 1964).

Por meio do uso de dados topográficos e do uso de geotecnologias são obtidos índices que expressam características geométricas, de rede de drenagem e de relevo, fundamentais para

a análise morfométrica de bacias hidrográficas (Mota; Teixeira, 2020; Tucci, 2007). A seguir, são apresentadas e detalhadas as principais variáveis morfométricas utilizadas na literatura científica:

a) Área da bacia (A)

Corresponde à superfície que delimita a contribuição de escoamento para um ponto de saída (exutório). É expressa geralmente em km^2 e representa o fator mais influente no volume total de água que esco pela bacia. Bacias de grande área tendem a acumular mais água, enquanto áreas menores têm resposta mais rápida e intensa a eventos pluviométricos (Tucci, 2007).

b) Perímetro da bacia (P)

É o comprimento total do contorno da bacia, medido ao longo da linha de divisa topográfica. Quando combinado com a área, permite o cálculo de índices de forma como o coeficiente de compacidade e o índice de circularidade. Perímetros mais irregulares indicam formas alongadas ou complexas (Zhang *et al.*, 2022).

c) Comprimento do rio principal

Refere-se à distância entre a nascente e a foz do canal principal. Esse dado é fundamental para o cálculo de outras variáveis como o tempo de concentração e o fator de forma. Rios mais longos tendem a ter bacias mais alongadas e escoamento mais lento (Zhang *et al.*, 2022).

d) Densidade de drenagem (Dd)

É a relação entre o comprimento total dos cursos de água (soma de todos os canais mapeados) e a área da bacia. Sua unidade é km/km^2 . Bacias com alta densidade de drenagem indicam solos pouco permeáveis ou relevo acidentado, o que favorece maior geração de escoamento superficial e erosão (Horton, 1945; Zhang *et al.*, 2022).

e) Coeficiente de compacidade (Kc)

De acordo com Esteves *et al.* (2023), o coeficiente de compacidade relaciona a forma da bacia com um círculo, constituindo a relação entre o perímetro da bacia e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia. Segundo Villela e Mattos (1975), esse coeficiente é um número adimensional que varia com a forma da bacia, independentemente de seu tamanho. Um coeficiente mínimo igual à unidade corresponderia a uma bacia circular e, para uma bacia alongada, seu valor é significativamente superior a 1. Uma bacia será mais suscetível a enchentes mais acentuadas quando seu Kc for mais próximo da unidade (Tucci, 2012).

f) Índice de circularidade

O índice de circularidade de uma bacia hidrográfica é uma análise morfométrica crucial, pois fornece informações sobre a forma da bacia e sua suscetibilidade a enchentes. De acordo com Oliveira (2013), bacias com maior circularidade tendem a ter escoamentos mais rápidos, enquanto bacias mais alongadas apresentam escoamentos mais lentos. Além disso, o índice de circularidade se aproxima de 1 à medida que a bacia adquire uma forma circular, diminuindo conforme a bacia se torna mais alongada (Mello *et al.*, 2021; Strahler, 1964).

g) Fator Forma

O fator de forma (F_f) de uma bacia hidrográfica é um índice morfométrico que relaciona a forma da bacia a um retângulo, sendo calculado pela razão entre a largura média e o comprimento axial da bacia (distância da foz ao ponto mais distante do divisor de águas). Essa variável é geralmente influenciada por fatores geológicos e pode afetar diretamente processos hidrológicos, como o tempo de concentração e a resposta da bacia a eventos de precipitação.

Bacias com fatores de forma elevados ($F_f \approx 1$) apresentam um formato mais circular, resultando em um tempo de concentração menor e, conseqüentemente, uma maior propensão a enchentes. Já bacias com fatores de forma baixos ($F_f < 0,5$) são mais alongadas, promovendo uma dispersão do escoamento superficial ao longo do tempo, reduzindo a intensidade dos picos de vazão (Mello *et al.*, 2021; Strahler, 1964). Segundo Villela e Mattos (1975), bacias com menor fator de forma são menos suscetíveis a enchentes em comparação com bacias de mesmo tamanho, mas com fator de forma maior.

h) Índice de sinuosidade

A sinuosidade de um curso de água é definida pela razão entre o comprimento real do rio principal e a distância em linha reta entre sua nascente e foz. Esse índice reflete o grau de curvatura do rio e influencia diretamente a velocidade de escoamento: rios mais sinuosos apresentam maior resistência ao escoamento, resultando em velocidades menores, enquanto rios mais retilíneos permitem maiores valores de fluxo (Oliveira *et al.*, 2024).

De acordo com Neto (2023), valores de I_s próximos de 1 indicam rios retilíneos, enquanto valores superiores a 1,5 sugerem canais mais sinuosos. A sinuosidade dos rios é influenciada por fatores como carga de sedimentos, litologia, estrutura geológica e declividade dos canais, sendo que sua compreensão é essencial para a gestão de recursos hídricos, pois afeta processos como erosão, sedimentação e a formação de habitats aquáticos.

i) Índice de Rugosidade

De acordo com Viera *et al.* (2016), esse índice reflete a variação do relevo da bacia e sua influência sobre a drenagem. Pode ser calculado pela razão entre a elevação máxima e mínima da bacia. Altos valores indicam grande heterogeneidade topográfica, o que influencia no tempo de deslocamento da água.

j) Tempo de concentração

O tempo de concentração é o intervalo de tempo necessário para que a água proveniente do ponto mais distante da bacia hidrográfica alcance a saída (exutório), após o início de uma precipitação uniforme e de intensidade constante. Essa variável é essencial na hidrologia, pois influencia no dimensionamento de drenagens, na previsão de cheias e na modelagem hidrológica, sendo dependente de fatores como a área da bacia, o comprimento e a declividade do canal principal, a rugosidade do terreno e o uso e ocupação do solo (Mello *et al.*, 2021; Tucci, 2007).

1.2.1.3 Caracterização hidrológica da bacia

A caracterização hidrológica de bacias hidrográficas é essencial para o entendimento dos processos que regem o ciclo da água em determinada região, sendo um dos pilares fundamentais no planejamento e na gestão sustentável dos recursos hídricos. Segundo Arnold *et al.* (1998) e Tucci (2007), compreender os fluxos de entrada, saída e os mecanismos internos da bacia como escoamento, infiltração, recarga e evapotranspiração é indispensável para a modelagem ambiental, para a previsão de eventos extremos, bem como para a tomada de decisão em contextos de uso múltiplo da água.

A bacia hidrográfica atua como uma unidade de resposta integrada, na qual a precipitação se configura como a principal fonte de entrada hídrica. A forma como essa água é redistribuída no sistema depende de fatores fisiográficos (como topografia e declividade), morfométricos (como área de drenagem e comprimento dos cursos de água) e climáticos (como temperatura e radiação solar). Em regiões tropicais, como o sul de Moçambique, destaca-se uma forte sazonalidade na precipitação, com chuvas intensas concentradas em poucos meses do ano (INAM, 2023), o que influencia diretamente o comportamento hidrológico das bacias.

A evapotranspiração representa uma das principais formas de perda de água, sendo altamente influenciada por variáveis climáticas e pela cobertura do solo, além do volume de água que escoar pelo terreno, profundidade do lençol freático, dentre outros fatores (Tucci, 2007). Por outro lado, em ambientes com vegetação densa e solos permeáveis, há uma maior

tendência à infiltração, promovendo a recarga dos aquíferos e contribuindo para a manutenção das vazões de base nos períodos de estiagem, o que tende a reduzir o escoamento e as perdas hídricas (Christofolletti, 1980).

A vazão de um curso de água reflete o volume de água que escoar por uma seção do rio ao longo do tempo. Essa variável é fundamental para a avaliação da disponibilidade hídrica, além de permitir o monitoramento e a previsão de extremos hidrológicos, como enchentes e secas (Mota; Teixeira, 2020). O escoamento superficial direto, por sua vez, corresponde à parcela da água da chuva que escoar rapidamente até os corpos de água sem infiltrar no solo, sendo intensificado em áreas urbanizadas ou com solo compactado.

O balanço hídrico sintetiza os principais componentes do ciclo hidrológico na bacia, relacionando a precipitação com as perdas por evapotranspiração, o escoamento total (superficial e subterrâneo) e o armazenamento de água no solo e aquíferos. Essa abordagem é amplamente utilizada para compreender a disponibilidade hídrica em diferentes escalas temporais e espaciais, sendo uma ferramenta valiosa para o planejamento da oferta de água em cenários atuais e futuros (Santos *et al.*, 2020).

1.2.2 Disponibilidade de água no mundo e Moçambique

Todos os fatores anteriormente elencados afetam a disponibilidade hídrica nas bacias hidrográficas e possuem grande importância para a população, para o meio ambiente e para a execução das atividades econômicas.

A água doce é essencial para a sobrevivência humana e sua disponibilidade no mundo representa apenas 2,5% de toda a água disponível no planeta (97,5% nos oceanos), sendo que a maior parte está retida em geleiras, calotas polares e aquíferos subterrâneos inacessíveis (69%), fontes de difícil acesso. Apenas 1% da água doce está disponível em lagos, rios e outras fontes, o que demonstra que o recurso hídrico de mais fácil acesso é uma parcela muito pequena diante de toda a água do planeta, e essas fontes são as mais vulneráveis à deterioração causada pelo homem (ANA, 2024; Gleick, 2014).

Como agravante, sabe-se que a distribuição dos recursos hídricos é extremamente desigual ao redor do mundo. Regiões como a América do Norte, América do Sul, Europa e partes da Ásia têm maior acesso à água potável, enquanto áreas da África Subsaariana, Oriente Médio e algumas partes da América Latina enfrentam escassez severa desse precioso líquido. Essa distribuição depende de alguns fatores, sendo esses relacionados a questões geográficas, climáticas e de gestão. Por exemplo, o Brasil detém cerca de 12% das reservas mundiais de

água doce tendo pouco mais de 216,4 milhões de habitantes, enquanto mais de 2 bilhões de pessoas no mundo vivem em países com alta escassez hídrica (World Bank, 2018). E ainda assim, cerca de 33 milhões de brasileiros não têm acesso a água de qualidade no país, o que demonstra as desigualdades globais e mesmo regionais (INSTITUTO TERRA BRASIL, 2024).

Como ressaltado, o clima afeta a distribuição espacial de chuvas, sendo que também há variações sazonais, havendo discrepâncias entre o inverno e verão, por exemplo, na quantidade precipitada. Se não há ações de conservação de água e solo, pode haver catástrofes em meses de intensas precipitações, ao mesmo tempo em que há racionamento do uso de água em períodos mais secos (Pereira *et al.*, 2022). E essas diferenças sazonais/temporais e espaciais têm sido tornado cada mais intensas nos últimos anos em razão das mudanças climáticas.

O aumento da temperatura global altera os padrões de precipitação, reduzindo a disponibilidade de água em regiões que já sofrem com a escassez, além de exacerbar eventos climáticos extremos, como secas e inundações (Guan *et al.*, 2024). Segundo informações da Organização Meteorológica Mundial (WMO), as secas se tornaram mais frequentes e intensas em várias partes do mundo, especialmente na África e na Ásia Central, impactando diretamente a disponibilidade de água para consumo e irrigação (WMO, 2020). Um outro problema frequentemente relatado também é relativo à escassez qualitativa e técnica, que se refere a locais que possuem disponibilidade de água, porém que as fontes estão altamente degradadas não sendo viável financeiramente e/ou tecnicamente o tratamento e o fornecimento (WMO, 2020).

Moçambique é privilegiado em termos de recursos hídricos em comparação com outros países africanos, com um potencial total estimado de 216 km³ de recursos renováveis anuais. No entanto, cerca de 50% da água de superfície em Moçambique é de origem transfronteiriça, vinda de países vizinhos, como Eswatini, África do Sul, Zimbábue, Zâmbia, Malawi e Tanzânia, o que cria dependências e potenciais conflitos sobre o uso da água (World Bank, 2018). Ademais, apesar da abundância relativa de recursos hídricos, Moçambique enfrenta diversos desafios como a variabilidade climática, a poluição e a falta de infraestrutura adequada para captar, armazenar e distribuir a água. Estima-se que apenas cerca de 35% da população rural tenha acesso a água potável, enquanto em áreas urbanas, o número é ligeiramente superior (UNICEF, 2021). Além disso, a qualidade da água disponível é frequentemente comprometida pela poluição, especialmente em áreas urbanas e periurbanas, onde o saneamento básico é inadequado.

1.2.3 Degradação da qualidade da água

A qualidade de um determinado corpo hídrico é resultante do conjunto das características físicas, químicas e biológicas da bacia hidrográfica, traduzida na forma de variáveis. A degradação da qualidade de água, por sua vez, refere-se à deterioração de suas características, tornando-a inadequada para uso humano, agropecuário, industrial ou ecológico. O fenômeno ocorre quando os níveis de contaminantes excedem a capacidade natural dos corpos de água de se autodepurarem, comprometendo os usos da água para diferentes finalidades, sendo resultante de condições naturais e, principalmente, das ações antrópicas (Tundisi, 2008; Wen *et al.*, 2020).

O impacto das atividades humanas tem causado uma contínua e inevitável degradação da qualidade das águas, bem como profundas alterações nos ciclos hidrológicos, biogeoquímicos e na biodiversidade. À medida que os múltiplos usos das bacias hidrográficas ao redor do globo se diversificam e aumentam, maiores e mais complexos se tornam os impactos causados ao meio ambiente e, como consequência, torna-se difícil encontrar uma solução. Esses impactos podem ser classificados em três formas: primários, de efeito imediato e relevante; secundários, de efeitos mais difíceis de mensurar e/ou detectar, mas igualmente severos; e, por fim, terciários, com respostas complexas de longo prazo, de ainda maior complexidade de mensuração e identificação de todos os seus efeitos (Hergenrader, 2021).

Tabela 1.1 Impacto no uso da água devido à degradação de sua qualidade

Poluentes	Usos						
	Água potável	Vida aquática	Recreação	Irrigação	Industrial	Energia	Transporte
Patógenos	xx	0	xx	x	xx	na	Na
Sólidos em suspensão	xx	xx	xx	x	x	X	Xx
Matéria orgânica	xx	x	xx	+	xx	X	Na
Algas	xx	x	xx	+	xx	X	X
Nitratos	xx	x	na	+	xx	na	Na
Sais	xx	xx	na	xx	xx	na	Na
Elemento traço	xx	xx	x	x	x	na	Na
Micro poluentes orgânicos	xx	xx	x	x	?	na	Na
Acidificação	x	xx	x	?	x	X	Na

(xx) impacto elevado impedindo o uso; (x) impacto negligível; (0) sem impacto; (na) não aplicável; (+) maior impacto na qualidade; (?) efeitos não completamente determinado.

Fonte: Souza (2017)

Como discutido, além de ultrapassar os limites de uso da água apresentado (Tabela 1.1), a contaminação ambiental também pode resultar em outros impactos, dos quais pode exigir uma sólida base de conhecimento científico, somada à demanda de tomada de rápidas ações, interdisciplinares e de tecnologia adequada para solução. Entre esses impactos ambientais negativos no ambiente aquático, destacam-se:

a) Eutrofização

A eutrofização é o enriquecimento de ecossistemas aquáticos com nutrientes, principalmente o fósforo (P) e o nitrogênio (N), que pode desencadear em aumento da produção primária (algas e plantas aquáticas), a depender também das condições do ambiente (lêntico x lótico). Nesse processo, há adição desses elementos químicos por fontes naturais (processos erosivos e lixiviação), sendo um processo lento resultante do acúmulo de nutrientes trazidos pela chuva; ou por ação do homem, sendo que esse é um processo mais dinâmico, no qual acarreta profundas mudanças nas condições físicas e químicas do meio, havendo passagem de estado oligotrófico para eutrófico (Esteves, 2011).

As principais causas da eutrofização antrópica estão relacionadas a entrada de águas residuárias domésticas e industriais, a drenagem superficial, a contribuição de águas subterrâneas contaminadas, e de fertilizantes utilizados na agricultura, sendo lixiviados para o corpo de água (Tundisi, 2008). Em regiões tropicais, como é caso de Brasil e Moçambique, o aporte direto de efluentes (poluição pontual) é um processo mais importante, já que os solos são forte retentores de fosforo (Deeley *et al.*, 1999).

Como possíveis consequências da eutrofização, destacam-se o desequilíbrio do ecossistema aquático, com a dominância de algumas espécies de algas e plantas aquáticas sobre outras; a instabilidade na concentração de oxigênio dissolvido, variando de supersaturação à completa ausência; condições de anaerobiose, com a produção de gases odoríferos e a mortandade de organismos aquáticos aeróbios, como os peixes; além da liberação de cianotoxinas, entre outros impactos (Esteves, 2011).

b) Aumento da turbidez e materiais suspensos

A retirada da vegetação nativa, sobretudo em terrenos íngremes; a compactação do solo (por passagem de maquinários ou pisoteio de animais); a impermeabilização de áreas (urbanização) são exemplos de mau uso do solo que concorre para redução de infiltração de água no solo. Como consequência, eleva-se a erodibilidade, tendo maior risco de perdas de camadas de solo que alcançam o curso de água, elevando a turbidez e o assoreamento da calha

do rio. Por conseguinte, há a redução da produção primária fitoplanctônica, em razão da menor penetração da luz (por aumento da concentração de sólidos suspensos), assim como diminuição da capacidade de escoamento do corpo de água, o que causa sérias consequências ao ecossistema local e eleva-se a chance de ocorrência de enchentes (Tundisi, 2008).

Além do processo erosivo, também há aumento da concentração de sólidos suspensos e da turbidez pelo lançamento de águas residuárias (domésticas, industriais e agroindustriais) e disposição inadequada de resíduos sólidos, bem como atividades de mineração, que têm maior potencial de alteração da qualidade de água (Atkhanova, 2023).

c) Perda da biodiversidade

A introdução de substâncias pode causar toxicidade à biota, redução das concentrações de oxigênio e dominância de determinadas espécies sobre outras, reduzindo a grande biodiversidade que é encontrada dentro de um ecossistema aquático em equilíbrio e conservado. Assim, o desmatamento da região da bacia hidrográfica (bem como a supressão da mata ciliar), as atividades de mineração, a construção de represas e o lançamento de despejos e resíduos podem contribuir para a redução do número de indivíduos e de espécies presentes no corpo hídrico (Tundisi, 2008).

d) Alteração no ciclo hidrológico e no nível da água

O ciclo da água envolve diversas etapas, das quais cita-se a evaporação, transpiração, escoamento superficial e de base, a precipitação e a infiltração/percolação; bem como a transformação dos estados da água (gasoso, líquido e sólido). A passagem por esses processos resulta em ciclos da água mais lentos, sobretudo quando envolve o subsolo. No entanto, a ação do homem tem provocado alterações no ciclo, acelerando o mesmo, o que traz consequências (Tundisi, 2008). Pode-se resultar em enchentes mais frequentes e longos períodos de seca, causando estragos, perdas econômicas e humanas, além de afetar o meio ambiente (Tucci, 2007).

A construção de lagos e represas, por exemplo, tende a aumentar as perdas hídricas por evapotranspiração; a grande exploração dos mananciais, reduz o nível de água de rios e lagos, além da água subterrânea; a alteração da capacidade de recargas causados pela redução da capacidade de infiltração de água no solo, resulta em menores vazões no período seco, ao mesmo tempo que resulta em elevado escoamento superficial e grandes vazões no período chuvoso (Tucci, 2002). Outro fator que pode ser associado às alterações no ciclo hidrológico são as mudanças climáticas, pois o aumento das temperaturas pode acelerar o processo do ciclo

hídrico, causando maior evaporação e, posteriormente, precipitações mais concentradas em poucos dias no ano, além de períodos prolongados de secas (Atkhanova, 2023).

e) Perda da capacidade-tampão

A diminuição da capacidade-tampão dos ecossistemas resulta da degradação de áreas alagadas e da redução da vegetação nas zonas adjacentes a lagos, rios e reservatórios. Essas áreas desempenham um papel crucial na mitigação de enchentes, funcionando como "esponjas" naturais, além de ajudarem a reduzir a contaminação da água. Além disso, essas regiões são essenciais para a biodiversidade aquática, oferecendo abrigo, alimento e locais de reprodução para várias espécies de peixes (Miller *et al.*, 2016; Vörösmarty *et al.*, 2010).

f) Toxicidade

O aumento da toxicidade nos corpos hídricos é impulsionado por diversas atividades humanas, como mineração, descarte de efluentes agroindustriais, práticas agrícolas, e a aplicação de pesticidas e herbicidas. Além disso, a presença de metais-traço, elementos potencialmente tóxicos, e o acúmulo de poluentes bioacumuladores nas cadeias alimentares contribuem significativamente para essa toxicidade. As cianobactérias, associadas ao processo de eutrofização, também desempenham um papel crucial no aumento da toxicidade das águas de lagos, rios e reservatórios, afetando não só a qualidade da água, mas também a saúde dos ecossistemas aquáticos pela liberação de cianotoxinas nas águas (Paerl *et al.*, 2011; Smith *et al.*, 2016).

1. 2.4 Fontes de poluição da água

E todos os impactos citados são decorrentes de agentes causadores/desencadeadores, naturais ou antrópicos, pontuais ou difusos, conforme será tratado a seguir.

O desenvolvimento mundial vem carregando consigo impactos negativos sobre os recursos que a natureza oferece, dentre muitos, os recursos hídricos têm sido afetados, seja pelo uso de forma irracional, para diversos tipos usos, quanto também pelo emprego como diluidor e transporte de descargas de despejos (e em muitas vezes acima da capacidade de assimilação do ambiente aquático). Substâncias essas que provêm do lançamento de águas residuárias domésticas ou agroindustriais, não tratados ou tratados em níveis insuficientes, em cursos de água (rios, lagos ou mares) ou ainda pela contaminação por fertilizantes agrícolas, proveniente de áreas de criação extensiva de animais ou mesmo processos erosivos (Moura; Fernandes;

Silva, 2010; Perreira, 2004). Conforme citado anteriormente, essas fontes de degradação ambiental podem ser classificadas em pontuais e difusas.

As fontes pontuais, como efluentes industriais e esgotos domésticos, são responsáveis pela introdução de uma variedade de poluentes nos corpos de água. Segundo Smith *et al.* (2021), os efluentes industriais frequentemente contêm metais pesados (metais traço ou elementos potencialmente tóxicos), outros elementos químicos tóxicos e substâncias orgânicas que podem afetar gravemente a qualidade da água. Já os esgotos domésticos são uma das principais causas de poluição, dada a grande geração dessa água residuária, introduzindo matéria orgânica, patógenos e nutrientes, como nitrogênio e fósforo, que podem resultar em processos de eutrofização, aumento do risco sanitário, diminuição de biodiversidade e encarecimento ou impossibilidade de uso da água (Smith *et al.*, 2021).

Por outro lado, as fontes difusas de poluição incluem o escoamento superficial das áreas agrícolas e urbanas, que transporta fertilizantes, pesticidas e outros poluentes para os corpos de água. De acordo com Gonzalez e Souza (2022), a agricultura intensiva é um dos maiores contribuintes para a poluição da água, principalmente pela aplicação excessiva de fertilizantes, que resulta na contaminação de rios e lagos.

A gestão adequada dos recursos hídricos envolve a implementação de políticas de tratamento de efluentes, gerenciamento de resíduos sólidos e a adoção de práticas agrícolas sustentáveis, como a redução do uso de fertilizantes químicos e o manejo adequado do solo para diminuir o escoamento superficial e reduzir a contribuição difusa de contaminantes (Kufel; Sankriti, 2021). Segundo Martins *et al.* (2019), é necessário reforçar a educação ambiental e promover o uso de tecnologias que auxiliem no controle da poluição da água.

1.2.5 Variáveis de qualidade de água

Os impactos negativos citados são decorrentes da alteração da qualidade de água e, assim, pode-se inferir sobre o risco e a iminência de ocorrência a partir da avaliação de algumas variáveis. Assim, essas são monitoradas para avaliar a salubridade da água e identificar o risco de comprometer a saúde pública ou o meio ambiente, além de possibilitar a avaliação do possível uso para as diversas finalidades antrópicas. A seguir, estão apresentadas algumas das variáveis mais monitoradas, sendo separadas em classes (físicas, químicas e microbiológicas).

1.2.5.1 Variáveis físicas

Em geral, envolvem aspectos mais de ordem estética e econômica, tendo menor relação com a segurança sanitária (possuem relação indireta), podendo ser determinantes na escolha da tecnologia de tratamento.

a) Turbidez

Expressa o grau de interferência à passagem de luz através do líquido, sendo causada por partículas em estado coloidal, em suspensão, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida, plâncton e outros organismos microscópicos. A turbidez geralmente é maior em corpos hídricos que drenam bacias de regiões que apresentam solos mais erodíveis ou manejados de forma inadequada, onde o carreamento das partículas de solo é facilitado, havendo, portanto, maiores valores esperados durante o período chuvoso. É também aumentada pelo lançamento de esgotos domésticos e agroindustriais, bem como o descarte inadequado de resíduos sólidos (Munhoz, 2021).

As alterações na turbidez elevam os custos de tratamento de água, pois os sólidos em suspensão podem abrigar microrganismos patogênicos, reduzindo a efetividade da desinfecção. Isso exige um maior uso de coagulantes, polímeros e auxiliares de floculação nas Estações de Tratamento de Água (ETA) (Munhoz, 2021). No corpo de água, a turbidez causa um grande desequilíbrio na biota aquática, pois impede a penetração de luz, prejudicando o potencial fotossintetizante das algas, essencial para a cadeia trófica e a reoxigenação do meio aquático, o que pode resultar em mortandade de espécies (Souza, 2018). Em geral, a turbidez da água bruta de mananciais superficiais apresenta variações sazonais significativas, principalmente entre períodos de chuva, o que exige atenção especial na operação das ETA. Além disso, a turbidez é uma das principais variáveis utilizadas para a seleção de tecnologias de tratamento e para o controle operacional dos processos de tratamento (Munhoz, 2021).

b) Sólidos

Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para o aumento da concentração de sólidos, seja na forma de sólidos dissolvidos totais (SD), sólidos suspensos totais (SS), sólidos voláteis (SV) ou sólidos fixos (SF). Existe ainda a classificação em sólidos sedimentáveis, que corresponde à parcela dos SS com maior sedimentabilidade, sendo retida no cone Imhoff (Freitas; Garcia, 2018). Cada um desses sólidos tem importância no monitoramento da qualidade das águas superficiais, subterrâneas e das águas residuárias.

Os SD representam a concentração de substâncias inorgânicas e orgânicas dissolvidas na água, como sais, minerais e compostos metálicos, podendo alterar a cor do curso de água. Embora não seja diretamente associado a riscos ao ambiente aquático e à saúde humana, sua elevada concentração pode dificultar o aproveitamento da água para consumo e uso agrícola. Isso ocorre devido ao risco de entupimento das tubulações, gotejadores e emissores pela formação de filmes biológicos, além da salinização do solo e toxicidade para plantas, animais e humanos. Esses efeitos podem prejudicar o crescimento das plantas e a saúde humana, podendo resultar em distúrbios gastrointestinais, especialmente devido à presença de metais pesados ou substâncias tóxicas, como nitratos. Além disso, os SD orgânicos podem formar substâncias tóxicas durante o tratamento de água, como trihalometanos, entre outros possíveis malefícios (Li *et al.*, 2020).

Os SS, por sua vez, causam o aumento da turbidez da água, com os efeitos já mencionados. Na irrigação, concentrações acima de 150 mg/L podem resultar em elevado risco de obstrução do sistema de aplicação (FAO, 2008). Os SV e SF, por sua vez, são frações orgânicas e inorgânicas, respectivamente, da série de sólidos. Os SV estão associados à matéria orgânica, alteração da cor e turbidez da água, além da redução dos níveis de OD, devido ao consumo O₂ por organismos decompositores aquáticos. Já os SF, além de poderem alterar a cor e turbidez da água, podem resultar na salinização do meio e elevação dos níveis de contaminantes inorgânicos no corpo de água (Souza, 2018).

c) Temperatura

As alterações na temperatura da água podem ser decorrentes de fontes naturais ou antrópicas. A energia solar é a principal fonte natural de variação da temperatura da água, enquanto os despejos industriais e as águas residuais do resfriamento de máquinas são as principais fontes antropogênicas. A elevação da temperatura da água aumenta as taxas de reações químicas e bioquímicas, reduzindo a solubilidade de gases como o oxigênio e elevando o consumo de OD, o que causa danos ao ecossistema. Isso pode resultar em condições de anaerobiose, elevando a exalação de odores desagradáveis e provocando a morte de peixes e outros organismos aeróbios (Larence *et al.*, 2025). Pelos motivos descritos, as condições sanitárias de um curso de água tendem a piorar no verão em comparação ao inverno, devido à elevação da temperatura da água. As alterações na temperatura podem provocar desequilíbrios ecológicos, como a proliferação de algas, uma possível consequência da eutrofização, cujos efeitos já foram mencionados. O aumento da temperatura também pode agravar os efeitos de poluentes, como metais pesados e pesticidas (Verones *et al.*, 2020).

1.2.5.2 Variáveis químicas

As variáveis químicas incluem pH, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nutrientes (nitrogênio e fósforo) e diversos outros contaminantes químicos, como substâncias orgânicas sintéticas e não sintéticas, além de compostos inorgânicos.

a) Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH representa a intensidade das condições ácidas ou alcalinas do meio líquido, por meio da medição da atividade de íons hidrogênio (H^+). O valor do pH influi na distribuição das formas livre e ionizada de diversos compostos químicos, além de contribuir para um maior ou menor grau de solubilidade das substâncias e de definir o potencial de toxicidade de vários elementos. Também interfere nas taxas de reação ocorridas no ambiente aquático, tendo maior atividade metabólica e transformações bioquímicas na faixa ótima para os determinados microrganismos envolvidos (Nogueira; Costa; Pereira, 2015).

b) Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) refere-se ao oxigênio molecular (O_2) presente na água. É essencial para o metabolismo dos organismos aeróbios que habitam a água natural e desempenha um papel fundamental no controle da operação e de reatores de tratamento biológico de esgotos, sendo medido em mg/L (Piveli, 2010). Segundo Pinto (2007), OD é influenciado por fatores como temperatura (que diminui a solubilidade e a concentração de saturação, C_s), pressão atmosférica (a C_s é maior ao nível do mar), salinidade (que reduz a solubilidade do OD), atividades biológicas (com maior consumo de OD), características hidráulicas (como corredeiras ou cachoeiras, onde o turbilhonamento aumenta a concentração de OD), presença de algas (que realizam fotossíntese) e, de forma indireta, interferências antrópicas, como o lançamento de efluentes nos cursos de água, o que será detalhado nos itens referentes à Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO). A uma altitude de 0 m, temperatura de 20°C e em água doce (menor salinidade), a C_s pode atingir até 9,2 mg/L (APHA, 2017).

Assim, a manutenção de valores elevados (perto da saturação) de OD em corpos hídricos é fundamental para a preservação da biodiversidade. Valores inferiores a 4,0 mg/L podem resultar na mortandade da maioria das espécies de peixes, uma vez que não resistem a essas condições (Piveli, 2010).

c) Demanda bioquímica de oxigênio

A DBO é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica, por meio da ação microbiana, convertendo-a em uma forma inorgânica estável e CO_2 . Essa variável é utilizada para inferir, de forma indireta, a concentração de matéria orgânica presente em um despejo ou no curso de água, sendo expressa em mg/L (ANA, 2021; CETESB, 2018). Consequentemente, quanto maiores as vazões e concentrações de DBO presentes no despejo, e menor a capacidade de diluição do ambiente aquático, maiores serão os valores de DBO encontrados no rio, aumentando o risco de depleção dos níveis de oxigênio dissolvido (OD), o que pode levar à anaerobiose (CETESB, 2018).

Os maiores aumentos de DBO em um corpo de água são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica, como esgoto sanitário, lixiviados de aterros sanitários, águas residuárias de criatórios de animais e atividades agroindustriais, como laticínios, processamento do fruto do cafeeiro e da cana-de-açúcar, entre outros (CETESB, 2018).

d) Demanda química de oxigênio

A DQO é uma medida indireta da matéria orgânica total presente em uma amostra, sendo determinada pela quantidade de dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) consumido em meio ácido (H_2SO_4), um potente oxidante químico, utilizado para oxidar os compostos orgânicos presentes (CETESB, 2018). O poder de oxidação do dicromato de potássio é maior do que o proporcionado pela ação de microrganismos, exceto em casos raros, como hidrocarbonetos aromáticos e piridina. Assim, a DQO indica a presença tanto de matéria orgânica biodegradável (quantificada pela DBO) quanto de matéria orgânica não biodegradável. Por essa razão, os resultados da DQO em uma amostra são sempre superiores aos aferidos de DBO (CETESB, 2018).

A DQO é especialmente útil quando utilizada em conjunto com a DBO para avaliar a biodegradabilidade de despejos, permitindo verificar quanto da matéria orgânica é biodegradável e poderia ser reduzido pela ação de microrganismos no ambiente aquático ou nas estações de tratamento de águas residuárias (CETESB, 2018). Além disso, a DQO é uma variável muito empregada no controle da operação de sistemas de tratamentos anaeróbios de esgotos sanitários e de efluentes industriais (CETESB, 2018).

e) Fósforos

A importância do fósforo nos sistemas biológicos é notória, que assim como o nitrogênio, constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja,

é um dos denominados macronutrientes, por ser exigido também em grandes quantidades pelos seres vivos (CETESB, 2018). O fósforo encontra-se na água sob três formas: fosfatos orgânicos, ortofosfatos e polifosfatos. Os fosfatos orgânicos compõem moléculas orgânicas; os polifosfatos são moléculas inorgânicas de maior tamanho, com mais átomos, e que são resultantes da degradação dos primeiros, e geram os ortofosfatos após hidrólise. Esses últimos, por sua vez, são representados pelos radicais que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas, sendo mais simples e assimilados por microrganismos, algas e plantas (CETESB, 2018).

O fosfato presente na água pode ter origem em fontes naturais e antropogênicas, como processos erosivos, despejos domésticos, agroindustriais e drenagem de áreas rurais (menos comuns em solos tropicais), e o seu controle tem sido muito estudado nos últimos anos (Badamasi *et al.*, 2019). Por ser nutriente limitante para processos biológicos, o excesso de fósforo conduz a processos de eutrofização das águas naturais podendo desencadear o crescimento excessivo de algas e plantas (Ge *et al.*, 2023).

f) Nitrogênio

O nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo dos ecossistemas aquáticos, principalmente devido à sua participação na formação de proteínas, componentes básicos da biomassa. Sua presença em baixas concentrações pode tornar-se um fator limitante para a produção primária nesses ecossistemas, uma vez que o é o elemento mais exigido pelas células vivas, depois do carbono (Esteves, 1998; Fugita, 2018). Em condições tropicais, no entanto, dada a forte retenção de fósforo (P) pelos solos altamente intemperizados e a capacidade de algas e cianobactérias em fixar o nitrogênio atmosférico (N_2), os fosfatos tornam-se o fator limitante mais relevante para o crescimento de biomassa algal e vegetal em ecossistemas aquáticos. Dessa forma, o fósforo frequentemente atua como nutriente chave no desencadeamento de processos eutrófico em ambientes tropicais. (Elser *et al.*, 2007).

As principais fontes naturais de nitrogênio incluem a chuva, o material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação de nitrogênio molecular (N_2) no ambiente aquático. Esse elemento pode estar presente nos ecossistemas aquáticos sob várias formas, sendo as principais, o nitrogênio orgânico (Norg), o nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+) entre outros. Dentre essas formas, o nitrato e o íon amônio são os mais importantes nos ecossistemas aquáticos, pois são as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários (Esteves, 1998), sendo que o NO_3^- é a forma mais comum de nitrogênio encontrada na água (Fugita, 2018).

Em termos de contribuição antrópica, destacam-se o despejo de esgotos domésticos, agroindustriais e o uso de fertilizantes (Chapman, 1996). Concentrações elevadas de nitrato, acima de 10 mg/L, são tóxicas e podem causar a doença conhecida como metahemoglobinemia infantil, que é letal para crianças. Isso ocorre porque o nitrato é reduzido a nitrito na corrente sanguínea, o que compete com o oxigênio livre, prejudicando a condução de oxigênio pelo organismo (Cousido, 2010; Fugita, 2018).

1.2.5.3 Variáveis Microbiológicas

A caracterização biológica da água pode ser realizada a partir da identificação dos microrganismos presentes no meio, considerando sua predominância em determinados ambientes, sua atuação nos processos de depuração de cargas poluidoras e sua associação com doenças de veiculação hídrica (CETESB, 2018). Frequentemente, a água é caracterizada quanto ao risco sanitário de causar enfermidades.

Muitos desses microrganismos têm origem em águas contaminadas contendo material entérico (intestinal) de animais de sangue quente. Fezes humanas podem conter diversos patógenos intestinais que causam doenças que variam de gastroenterite leve até disenteria grave, cólera e tifoide, com possibilidade de fatalidade. Dependendo da prevalência de certas doenças em uma comunidade, outros vírus e parasitas também podem estar presentes (Holcomb; Stewart, 2020).

Devido à grande diversidade de patógenos que podem estar presentes, o que exigiria tempo, recursos e diversas metodologias, utiliza-se o conceito de grupos indicadores. Esses indicadores devem apresentar métodos simples (relativamente) de quantificação, manipulação segura, sobrevivência semelhante ou superior aos organismos patogênicos, e sua presença deve aumentar com a elevação de contribuições de despejos contendo material entérico (Zhang *et al.*, 2025).

Entre os indicadores mais comuns estão os coliformes totais (CT), termotolerantes (CTerm) e a *Escherichia coli* (EC). Os coliformes totais são bacilos gram-negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, oxidase-negativos e capazes de se desenvolver na presença de sais biliares ou agentes tensoativos, fermentando lactose com produção de ácido, gás e aldeído a $35,0 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ em 24 a 48 horas. Esses coliformes são predominantemente compostos por bactérias dos gêneros *Escherichia*, *Enterobacter*, *Citrobacter* e *Klebsiella*. No entanto, os gêneros *Enterobacter*, *Citrobacter* e *Klebsiella* podem ser encontrados tanto nas fezes quanto no ambiente não contaminado (em águas ricas em nutrientes, solos e materiais em decomposição). Portanto, a presença de coliformes totais na

água não indica, necessariamente, contaminação fecal ou a presença de agentes patogênicos (Md *et al.*, 2023).

Já os coliformes termotolerantes, antigos coliformes fecais, são bacilos gram-negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, oxidase-negativos e capazes de se desenvolver a temperaturas mais elevadas, geralmente entre 44,5 e 45,0°C, em um meio que favorece o crescimento. Como os CT, os CTerm são capazes de fermentar lactose com produção de ácido, gás e aldeído, mas sua principal característica é a capacidade de crescimento a temperaturas mais altas, o que os torna um indicador mais específico de contaminação fecal recente. Essas bactérias são predominantes dos gêneros *Escherichia*, *Enterobacter*, *Citrobacter* e *Klebsiella*, sendo particularmente associadas aos intestinos de animais de sangue quente (Tzimotoudis, 2025).

Diferente dos CT, que podem ser encontrados em diversas fontes ambientais, como águas ricas em nutrientes e materiais em decomposição, a presença de CTerm é um indicativo mais direto de contaminação fecal, pois estas bactérias são predominantes no trato intestinal de humanos e animais. Assim, a contagem de coliformes termotolerantes é amplamente utilizada como indicador de risco sanitário e da possibilidade de presença de patógenos associados às fezes humanas ou animais. A metodologia para sua detecção envolve a incubação da amostra em meio seletivo a temperaturas mais altas, para favorecer o crescimento dessas bactérias, proporcionando uma avaliação mais precisa da qualidade da água quanto ao risco de contaminação fecal recente (Gobbo, 2014; Souza, 2018).

No entanto a própria mudança de nomenclatura de coliformes fecais para termotolerantes sugere que CTerm não é um indicador 100% confiável, já que existem também microrganismos de vida livre que compõe o grupo (Md *et al.*, 2023). Por essa razão, em sua substituição podem ser feitas análises da densidade de *Escherichia coli* (*E. coli*), que são bactérias pertencente à família Enterobacteriaceae, amplamente distribuída no trato gastrointestinal de humanos e animais de sangue quente (WHO, 2017).

1.2.6 Índice de qualidade de água

A qualidade da água é um fator essencial para a saúde humana, ecossistemas e atividades econômicas, e para sua avaliação, são utilizados diversos índices de qualidade da água (IQA). Esses índices são fundamentais para monitorar e controlar a poluição da água, garantindo que os recursos hídricos possam ser utilizados de maneira segura e sustentável. Neste contexto,

tanto a Organização Mundial da Saúde (OMS) quanto o Brasil utilizam indicadores de qualidade da água adaptados às realidades ambientais e sanitárias.

a) Índices de qualidade de água adotados pela OMS

A OMS define parâmetros e índices de qualidade da água com base em critérios de saúde pública e bem-estar ambiental. Embora a OMS não utilize um único índice para a qualidade da água, a organização recomenda o uso de variáveis específicas para a avaliação de riscos associados ao consumo de água e ao contato com a água em ambientes recreativos. Assim, a OMS considera várias variáveis físicas, químicas e microbiológicas na avaliação da qualidade da água, entre os quais se destacam:

- ⇒ **Microrganismos Patogênicos:** A avaliação da presença e concentração de patógenos como *Escherichia coli* e CTerm é um dos principais indicadores da qualidade microbiológica da água, pois esses microrganismos estão relacionados a doenças transmitidas pela água (como diarreia, cólera e febre tifoide). A OMS estabelece limites para a presença desses microrganismos em águas potáveis, recomendando que a água tratada não tenha a presença de CTerm em cada 100 mL (OMS, 2011).
- ⇒ **Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO):** A DBO é um indicador importante da quantidade de matéria orgânica biodegradável presente na água. A OMS recomenda que as águas para consumo humano tenham uma DBO inferior a 5 mg/L, para resguardar o meio aquático da contaminação ambiental e garantir que o OD seja suficiente para sustentar a fauna aquática e a qualidade microbiológica da água. Ainda que essa recomendação deva se referir à qualidade de água no manancial e não à servida para a população, verifica-se a preocupação em relação à variável;
- ⇒ **Nutrientes:** Íons como nitratos e fosfatos podem levar à eutrofização de corpos de água, o que pode afetar a biodiversidade e a qualidade da água. A OMS recomenda que a concentração de nitrogênio na água para consumo humano seja inferior a 10 mg/L. Já os fósforos devem ter sua concentração controlada, principalmente em sistemas de águas doces e ambientes lânticos (represas e lagoas), de forma a evitar a proliferação de algas e outros problemas ecológicos.
- ⇒ **Variáveis Físico-Químicos:** pH, temperatura, turbidez e condutividade elétrica (CE) são usados para monitorar a potabilidade da água. A OMS estabelece uma faixa de pH entre 6,5 e 8,5 para águas potáveis; a turbidez deve ser inferior a 5 UNT para garantir que a água não contenha partículas que possam abrigar patógenos; enquanto a CE deve ser inferior a 1,0 dS/m.

⇒ **Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs):** A presença desses microcontaminantes como mercúrio, arsênio e cádmio é monitorada pela OMS devido ao seu impacto potencial na saúde humana. O limite para o arsênio, por exemplo, é de 0,01 mg/L, uma vez que está relacionado a problemas graves de saúde, como câncer e doenças renais.

A OMS utiliza um índice de qualidade da água globalmente conhecido como Water Quality Index (WQI). O WQI é calculado com base em uma fórmula composta por diferentes pesos atribuídos às variáveis, dependendo da importância de cada um para a saúde pública e o ecossistema aquático.

$$WQI = \sum_{i=1}^n (w_i * v_i) \quad [1.1]$$

Em que: n é número de variáveis avaliadas, w_i é o peso relativo à variável i e v_i é o valor normalizado da variável i (também chamado de índice de qualidade específico).

b) Índices de qualidade de água adotados no Brasil

No Brasil, o monitoramento e avaliação da qualidade da água são essenciais para a gestão dos recursos hídricos, e uma série de índices e métodos são utilizados para avaliar a água de rios, lagos e reservatórios. A Agência Nacional de Águas (ANA) e o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), entre outras entidades, definem parâmetros e índices para a gestão e controle da qualidade da água, tais como o Índice de Qualidade da Água (IQA) que é um dos mais utilizados no Brasil (ANA, 2018).

Tendo metodologias diferentes para alguns estados (como em São Paulo), o IQA desenvolvido pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) classifica a qualidade da água em uma escala de 0 a 100, levando em consideração uma série de variáveis físico-químicas e microbiológicas. Entre as variáveis utilizadas estão: Oxigênio dissolvido (OD), Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), Fósforo total, Nitrogênio total, pH, Turbidez, coliformes termotolerantes (IGAM, 2024).

O estado de Minas Gerais possui uma importante rede de monitoramento, administrada pelo IGAM, que conta com 297 estações fluviométricas de avaliação de dados hidrométricos (vazão, profundidade etc.) e/ou de qualidade de água de vários trechos dos maiores cursos de água dos estados (IGAM, 2024). Assim, utilizando dados disponíveis no site do IGAM ou no Portal Hidroweb da ANA, é possível calcular o IQA e inferir sobre a situação atual de rios do estado. No entanto, para que seja possível avaliar pontos entre uma estação e outra é preciso usar modelos matemáticos de simulação. Esses também permitem projetar cenários, como o efeito do novo marco de saneamento na situação dos mananciais hídricos superficiais do estado

(Gomides; Matos; Fia, 2024). A avaliação hidrológica também pode estar associada, de forma a inferir riscos de inundações, períodos críticos de quantidade de água disponíveis, entre outros aspectos. A seguir será discutido sobre o uso da modelagem aplicada a recursos hídricos.

1.2.7 Modelagem hidrológica

Modelos hidrológicos constituem uma representação vital do ciclo hidrológico, englobando processos como precipitação, evaporação, infiltração e escoamentos superficial e subterrâneo. Esses modelos são ferramentas essenciais para entenderem e prever o comportamento de sistemas hidrológicos, auxiliar na gestão de recursos hídricos e na mitigação de impactos ambientais. Christofolletti (2018) e Tucci (2020) definem modelos de hidrológicos como representações simplificadas da realidade que visam compreender as transformações e evoluções dos sistemas aquáticos, deixando evidente a importância do emprego desses.

A utilização de modelos hidrológicos é crucial para prever as consequências de alterações em componentes do ciclo hidrológicos e quantificar componentes específicos com base no conhecimento de outras variáveis. Souza (2019) destaca que, devido à complexidade e heterogeneidade física das bacias hidrográficas, diversos modelos hidrológicos foram desenvolvidos. A diferença entre esses modelos reside na forma como as propriedades e processos são discretizados e nos objetivos específicos a serem alcançados.

Em termos de estrutura espacial, os modelos hidrológicos podem ser classificados como agregados ou distribuídos. Nos modelos agregados, a variabilidade espacial não é considerada e a superfície geográfica é tratada como homogênea e uniforme. Nesses modelos, a bacia hidrográfica inteira é vista como uma unidade, na qual variáveis e parâmetros são simplificados e representados por valores médios para toda área. Essa abordagem oferece uma simplificação importante da realidade, facilitando a análise e a aplicação prática (Nascimento *et al.*, 2021).

Modelos distribuídos, por outro lado, consideram a variabilidade espacial das características do terreno e dos processos hidrológicos. O uso desses permite então a geração de uma representação mais detalhada e precisa, levando em conta a heterogeneidade da bacia hidrográfica. Conforme mencionado por Lima e Ribeiro (2022), essa abordagem é particularmente útil para estudos de impacto ambiental e planejamento de uso da terra, fornecendo informações essenciais para a gestão sustentável dos recursos hídricos.

Pelos motivos descritos, a modelagem hidrológica de qualidade de água tem sido uma ferramenta essencial para o entendimento e gerenciamento dos recursos hídricos ao longo das décadas. Historicamente, seu uso começou a ganhar relevância a partir dos anos 1970, em

resposta à crescente industrialização e à pressão sobre os ecossistemas aquáticos, que resultaram em desafios para manter a qualidade da água (Chapra, 1997). Nessa época, os modelos se concentravam em simulações básicas de transporte de contaminantes, buscando entender como poluentes e nutrientes, como fósforo e nitrogênio, impactavam rios e lagos. Modelos clássicos, como o QUAL2E, ajudaram a traçar os primeiros cenários de eutrofização e decréscimo de oxigênio dissolvido, proporcionando uma base sólida para o desenvolvimento de políticas ambientais.

A partir de então, o uso de modelos hidrológicos avançou substancialmente, sendo impulsionado pelo aumento de tecnologias de sensoriamento remoto, inteligência artificial e capacidade computacional (Freni *et al.*, 2020). Ferramentas como o SWAT, QUAL2E e HSPF têm permitido análises mais complexas, integrando aspectos ecológicos e hidrológicos. Esses modelos são capazes de simular processos em escalas temporais e espaciais diversas, considerando variáveis como temperatura, precipitação e uso do solo para prever a resposta da qualidade da água em cenários de mudanças climáticas e urbanização (Kannel *et al.*, 2021). Em contextos atuais, modelos hidrológicos são aplicados para monitorar bacias hidrográficas em tempo real, com foco em prever eventos críticos, como inundações e secas, além de serem ferramentas cruciais para a formulação de estratégias de mitigação e adaptação (Kumar *et al.*, 2023).

O avanço na modelagem hidrológica de qualidade de água destaca sua importância tanto para a gestão de recursos hídricos quanto para a conservação ambiental, permitindo prever e reduzir impactos em rios e lagos em escalas locais e regionais. A seguir serão detalhados dois modelos escolhidos para utilização no trabalho, o modelo hidrológico SWAT e o de avaliação da qualidade de água QUAL-UFMG.

1.2.7.1 Modelo hidrológico SWAT

O modelo SWAT é uma ferramenta de modelagem hidrológica amplamente utilizada no mundo para simulações de qualidade da água e planejamento de bacias hidrográficas. Criado nos anos 1990 pelo Serviço de Conservação de Recursos Naturais do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), o SWAT foi inicialmente desenvolvido para ajudar a prever o impacto das práticas de manejo do solo e das mudanças no uso da terra sobre a qualidade e a quantidade de água em bacias hidrográficas complexas (Arnold *et al.*, 1998). Sua principal motivação inicial estava voltada para o manejo agrícola e para a redução do impacto ambiental causado pelo escoamento superficial de nutrientes, pesticidas e sedimentos

provenientes da atividade rural (Gassman *et al.*, 2007). Desde então, o SWAT evoluiu, incorporando novos módulos e funcionalidades, tornando-se uma das ferramentas mais robustas e acessíveis para modelagem de bacias hidrográficas (Bressiani *et al.*, 2015).

O SWAT é considerado um modelo semi-distribuído, o que significa que esse divide a bacia hidrográfica em subunidades, chamadas Hydrology Response Unit (HRUs), que representam áreas homogêneas em termos de solo, uso da terra e topografia (Neitsch *et al.*, 2011). Essa característica permite ao SWAT capturar a variabilidade espacial dentro de uma bacia, considerando diferentes tipos de solo e de cobertura vegetal, o que é crucial para simular com precisão os processos hidrológicos e de qualidade da água. Esse modelo simula uma série de processos hidrológicos, incluindo o ciclo da água, a erosão do solo, o transporte de sedimentos, a dinâmica de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e até o comportamento de pesticidas e outros poluentes (Arnold *et al.*, 2012). As simulações podem ser realizadas em escalas temporais de longo prazo, o que é ideal para avaliar cenários de manejo e mudanças climáticas (Krysanova; White, 2015).

O SWAT é amplamente aplicado na modelagem de qualidade da água devido à sua capacidade de integrar diversos processos ambientais, permitindo simular a forma como nutrientes e contaminantes são transportados e distribuídos nas redes hidrográficas, o que o torna uma ferramenta poderosa para avaliar os impactos das atividades humanas e de eventos naturais sobre os recursos hídricos (Borah; Bera, 2004). Por exemplo, o SWAT pode ser utilizado para entender como a urbanização, o desmatamento e a mudança de uso do solo afetam a qualidade da água em uma bacia hidrográfica, ajudando na identificação de fontes pontuais e difusas de poluição e na formulação de políticas de controle e mitigação (Shrestha *et al.*, 2018). Além disso, o modelo permite avaliar a eficácia de práticas de conservação do solo e da água, como a instalação de bacias de contenção e práticas de rotação de culturas, oferecendo uma base científica para decisões de manejo sustentável (Mishra; Chaubey, 2017).

Uma outra aplicabilidade importante do SWAT é seu uso em estudos de impacto das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos. Com o aumento das temperaturas e mudanças nos padrões de precipitação, há uma preocupação crescente com o impacto desses fatores na disponibilidade e qualidade da água. O SWAT permite a simulação de cenários futuros, incorporando dados climáticos e projeções para prever como esses fatores influenciam os níveis de sedimentos, nutrientes e outros poluentes em rios e lagos (Jha *et al.*, 2006). Isso torna o SWAT essencial para a gestão adaptativa de recursos hídricos em contextos de variabilidade

climática e extremos ambientais, auxiliando gestores na formulação de estratégias de adaptação (Bosch *et al.*, 2021).

A flexibilidade do SWAT e sua capacidade de integração com dados geoespaciais (como SIG e dados de sensoriamento remoto) ampliam ainda mais suas aplicações. Sua interface amigável, disponível através de programas como o ArcSWAT (uma extensão do ArcGIS) e o QSWAT (para QGIS), permite que usuários sem experiência em programação possam aplicar o modelo em suas análises (Winchell *et al.*, 2013). Além disso, a ampla comunidade de usuários e desenvolvedores do SWAT contribui para seu constante aperfeiçoamento e atualização, disponibilizando versões que se adaptam às necessidades emergentes dos estudos hidrológicos e ambientais (Gassman *et al.*, 2014).

Em razão dessas possibilidades de uso, do constante aperfeiçoamento e do reconhecimento mundial pela sua confiabilidade e robustez, esse tem sido amplamente adotado em projetos de pesquisa e políticas públicas de gestão de recursos hídricos, com emprego em vários países (Abbaspour *et al.*, 2015). Ademais, o SWAT se destaca entre os modelos hidrológicos por sua capacidade de gerar resultados de alta resolução, que são fundamentais para a gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos (Yang *et al.*, 2020).

Uma das principais limitações do modelo hidrológico, no entanto, é a necessidade de informações espaciais e temporais detalhadas para simular corretamente o ciclo hidrológico e os processos de transporte de nutrientes, o que pode ser desafiador em bacias com escassez de informações (Silva *et al.*, 2022). Essa condição pode levar a erros na modelagem de variáveis críticas como o escoamento superficial e o transporte de sedimentos. A calibração é essencial para ajustar o modelo à realidade da bacia, mas a falta de dados dificulta a obtenção de parâmetros confiáveis para o solo, a vegetação e as práticas de manejo. Em regiões onde a vegetação e o uso do solo variam de forma significativa, essas dificuldades se agravam, pois o modelo precisa lidar com diferentes HRUs sem informações consistentes para representá-las adequadamente (Nascimento *et al.*, 2021).

Para lidar com essas limitações, pesquisadores têm explorado alternativas, como o uso de dados de sensoriamento remoto e técnicas de interpolação espacial, que podem ajudar a preencher lacunas de dados. No entanto, embora essas abordagens ofereçam uma solução parcial, essas introduzem uma nova camada de incerteza, uma vez que os dados derivados de imagens de satélite ou interpolações podem não capturar nuances locais importantes, como microclimas ou variações no uso do solo ao longo do tempo (Martínez *et al.*, 2023). Além disso, dados de sensoriamento remoto geralmente possuem resolução temporal inferior ao necessário

para capturar eventos extremos, como picos de precipitação que resultam em erosão e transporte significativo de poluentes.

Adicionalmente, a variabilidade climática e a ausência de séries temporais longas de dados agravam o problema da incerteza nas simulações do SWAT em regiões carentes de dados. Fatores como mudanças de cobertura do solo e o impacto de eventos climáticos extremos tornam ainda mais desafiadora a modelagem de qualidade da água nesses contextos, especialmente quando o objetivo é prever a resposta da bacia em condições futuras (Gomes *et al.*, 2020). A falta de dados históricos limita a capacidade do SWAT de simular corretamente a dinâmica da bacia, prejudicando a compreensão de como diferentes práticas de manejo ou cenários climáticos podem influenciar a qualidade da água.

Esses desafios destacam a necessidade de desenvolver estratégias robustas para a aplicação do SWAT em bacias com pouca disponibilidade de informações. Estudos sugerem a utilização de métodos de calibração baseados em aproximações, como a calibração automática, ou o uso de parâmetros transferidos de bacias hidrográficas semelhantes com melhores dados disponíveis. No entanto, essas abordagens também envolvem *trade-offs* e não garantem a precisão desejada (Oliveira *et al.*, 2022). Assim, a aplicação do SWAT em áreas como as encontradas em Moçambique, exige uma análise cautelosa e um ajuste criterioso dos parâmetros, além de considerar as limitações na interpretação dos resultados gerados. Para superar as limitações do SWAT, uma possibilidade é utilizar modelos matemáticos que permitem realizar simulações de pontos mais distantes com base em informações de um ponto referencial, como é o caso do modelo QUAL-UFGM.

1.2.7.2 Modelo de qualidade de água QUAL-UFGM

O modelo QUAL-UFGM é uma ferramenta computacional desenvolvida pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFGM), para modelagem de qualidade da água em corpos de água, como rios e reservatórios. Sua criação foi motivada pela necessidade de desenvolver uma ferramenta adaptada às condições brasileiras, levando em conta características locais, demandas específicas de monitoramento e gestão ambiental, especialmente considerando a eutrofização e poluição em rios urbanos e áreas com atividades agrícolas intensivas (Von Sperling, 2005). Dada a muitas características similares entre Brasil e Moçambique, espera-se também que se possa obter simulações fidedignas nesse país do continente africano (Timano; Matos; Simbine, 2024).

O QUAL-UFMG é um modelo determinístico que simula processos físicos, químicos e biológicos em corpos de água, sendo que considera diversas variáveis de qualidade, OD, DBO, PT, NT e CTerm, permitindo uma análise detalhada da qualidade da água em termos de poluentes orgânicos e nutrientes. O modelo considera reações importantes no sistema aquático, como a degradação da matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação, além de outros processos como a sedimentação e a reaeração (Von Sperling; Campos, 2006). No modelo, as equações permitem simular as variações das variáveis ao longo do trecho do rio, considerando a capacidade do curso de água se recuperar do aporte de cargas dispostas em um ponto até que recebe outro lançamento à jusante. (Von Sperling; Campos, 2006).

Com uma interface amigável, o QUAL-UFMG facilita a introdução e o processamento de dados, além de gerar gráficos e relatórios. A simplicidade do software permite que ele seja usado em ambientes acadêmicos, de pesquisa, e de planejamento ambiental, tornando-o acessível para análises rápidas e avaliações preliminares (Von Sperling; Campos, 2006).

O modelo permite a calibração de diversos parâmetros, o que é importante para adaptar a simulação às condições específicas de uma bacia hidrográfica. Essa flexibilidade facilita o ajuste do modelo para aumentar a precisão de previsões e para refletir as características particulares dos sistemas hídricos em estudo (Von Sperling, 2007).

Uma vantagem importante do QUAL-UFMG é sua capacidade de integração com modelos hidrológicos como o SWAT, permitindo que as cargas de poluentes geradas por atividades de uso do solo sejam introduzidas no modelo para análise de qualidade da água ao longo dos rios. Essa integração possibilita uma análise mais abrangente dos impactos e contribui para uma gestão integrada dos recursos hídricos (Von Sperling; Campos, 2006).

Como o modelo é amplamente utilizado em instituições de ensino e pesquisa, há uma quantidade significativa de literatura e suporte técnico disponível. Isso facilita seu uso para estudos acadêmicos e projetos de extensão, contribuindo para a formação de profissionais na área de gestão de qualidade da água (Moura *et al.*, 2012).

1.2.7.3 Integração dos Modelos

Assim, a integração dos modelos SWAT e QUAL-UFMG representa uma solução promissora para a modelagem de qualidade da água em bacias hidrográficas, especialmente em regiões com escassez de dados. Esses modelos, quando aplicados em conjunto, possibilitam uma análise mais abrangente e detalhada dos processos hidrológicos e de qualidade da água, aproveitando as forças de cada ferramenta para mitigar as limitações de dados insuficientes.

Em bacias com pouca disponibilidade de dados, a integração dos modelos é particularmente útil, pois permite que as estimativas hidrológicas geradas pelo SWAT sejam usadas como entrada para o QUAL-UFGM, melhorando a precisão e a consistência das previsões de qualidade da água (Yang *et al.*, 2021).

Exemplificando, o SWAT pode ser usado para gerar as condições hidrológicas de base, fornecendo dados simulados de vazão e carga de nutrientes, com base em dados de solo, clima e uso do solo, mesmo quando esses dados são limitados ou não estão disponíveis em séries temporais extensas para o QUAL-UFGM (Ghimire; Reddy, 2013). O último, alimentado pelo SWAT, então poderia modelar e estimar a qualidade da água com mais precisão nos trechos dos rios.

Outro benefício dessa integração é a capacidade de modelar cenários de mudanças no uso do solo e de práticas de manejo agrícola, mesmo em áreas com dados limitados. O SWAT pode simular como diferentes práticas de uso da terra, como alterações no tipo de cultivo ou práticas de conservação do solo, que afetam a geração de sedimentos e a carga de nutrientes na bacia (Wu *et al.*, 2018). Esses dados são fundamentais para o QUAL-UFGM, que utiliza essas entradas para simular a qualidade da água e fornecer uma visão detalhada de como essas práticas impactam o corpo hídrico ao longo do tempo. Isso é particularmente útil para avaliar o impacto de atividades humanas em áreas rurais e urbanas, onde o uso do solo pode influenciar diretamente a qualidade da água.

A combinação SWAT – QUAL-UFGM também permite uma análise mais completa dos impactos das mudanças climáticas em bacias de dados escassos. O SWAT pode gerar simulações de vazão e cargas para diferentes cenários climáticos futuros, considerando variações em temperatura, precipitação e eventos extremos. Esses resultados podem ser integrados no QUAL-UFGM, que simula os efeitos na qualidade da água, como mudanças na concentração de OD e níveis de nutrientes, fatores críticos para a saúde dos ecossistemas aquáticos (Bozorg-Haddad *et al.*, 2021). Dessa forma, a integração possibilita uma análise preditiva mais robusta dos efeitos das alterações climáticas em áreas com poucos dados históricos, permitindo uma preparação mais adequada para futuros desafios hídricos.

Desafios técnicos, entretanto, podem surgir com a integração desses modelos, como a necessidade de ajustar as escalas temporais e espaciais dos dados produzidos pelo SWAT para que sejam compatíveis com o QUAL-UFGM. Além disso, o processo de calibração conjunta requer um esforço maior, pois é necessário ajustar parâmetros hidrológicos e de qualidade da água simultaneamente, o que pode introduzir incertezas adicionais. No entanto, técnicas

recentes de calibração automática e sensoriamento remoto têm sido empregadas para melhorar esses processos de ajuste, ajudando a reduzir as incertezas na simulação (Yang *et al.*, 2021).

A integração SWAT – QUAL-UFMG é, portanto, uma abordagem promissora para a modelagem de qualidade da água em bacias hidrográficas de dados escassos, permitindo estimativas mais confiáveis em situações de baixa disponibilidade de informações. Essa abordagem integrada melhora a compreensão dos processos hidrológicos e da qualidade da água, tornando possível o desenvolvimento de estratégias de manejo que visem a conservação e a recuperação dos recursos hídricos, mesmo em regiões onde a coleta de dados é limitada. Essa solução integrada continua a ser aprimorada, com novas metodologias de modelagem e avanços em tecnologia de sensoriamento remoto, que ampliam ainda mais a aplicabilidade desses modelos em ambientes de escassez de dados (Chapra *et al.*, 2008).

1.2.8 Autodepuração

No modelo QUAL-UFMG, a dinâmica da presença e concentração dos poluentes no curso de água é simulada com base nas características do despejo realizado e da capacidade de autodepuração do corpo receptor até que ocorra um próximo lançamento. A autodepuração é o processo natural pelo qual um corpo hídrico, como um rio ou lago, purifica-se ao longo do tempo, reduzindo as concentrações de contaminantes presentes na água. Esse fenômeno ocorre por meio da ocorrência de processos físicos, químicos e biológicos, como a sedimentação de partículas, a degradação biológica de matéria orgânica e as reações químicas entre substâncias dissolvidas. Esse mecanismo é fundamental para manter o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos e, em muitos casos, é a primeira linha de defesa contra a poluição em rios e lagos, especialmente em áreas nas quais o controle de efluentes é limitado (Gikas; Tsihrintzis, 2017).

O processo de autodepuração envolve a ação de microrganismos, como bactérias e fungos, que decompõem a matéria orgânica presente na água. Esses organismos utilizam compostos orgânicos para sua respiração e reprodução, reduzindo os níveis de DBO e liberando nutrientes em solução, que são assimilados por esses mesmos, por algas e plantas aquáticas. As taxas de autodepuração variam de acordo com fatores como a temperatura da água, a concentração de oxigênio dissolvido, vazão e a turbulência do corpo hídrico. Em águas rápidas e turbulentas, a autodepuração tende a ser mais eficiente, pois o maior contato entre a água e o ar facilita a dissolução de oxigênio, essencial para o metabolismo dos microrganismos (Fonseca *et al.*, 2020).

A importância da autodepuração tem sido cada vez mais reconhecida, especialmente em um contexto de crescentes pressões antropogênicas sobre os recursos hídricos. Poluentes como nutrientes (nitrogênio e fósforo), elementos potencialmente tóxicos e resíduos orgânicos provenientes de atividades agrícolas e urbanas sobrecarregam o sistema de autodepuração natural, prejudicando a capacidade de recuperação do ecossistema aquático (Medeiros *et al.*, 2021).

1.2.8.1 Autodepuração do rio Umbeluzi

O processo de autodepuração do rio Umbeluzi, que atravessa regiões de Moçambique e Eswatini, é crucial para a manutenção da qualidade da água na região. O rio desempenha um papel vital no abastecimento de água para a cidade de Maputo e outras áreas próximas, sendo também utilizado para atividades agrícolas e industriais. A capacidade natural do Umbeluzi de se autodepurar é desafiada pelas crescentes pressões de atividades humanas ao longo do seu curso, especialmente pela descarga de poluentes urbanos e agrícolas, o que afeta diretamente a saúde e a qualidade de seus recursos hídricos (Langa *et al.*, 2022). E esse cenário ainda é mais preocupante no período de secas, devido à redução da capacidade de diluição de oxigênio no rio (Massingue *et al.*, 2020). Esses fatores limitam a capacidade do curso de água em assimilar cargas poluentes em certos períodos do ano.

E além do lançamento de efluente de cidades próximas, sobretudo a de Matola e Maputo, há contribuições importantes provenientes de indústrias, da agricultura, especialmente o uso de fertilizantes que contêm nitrogênio e fósforo, sendo dos principais problemas para a autodepuração e melhoria da qualidade do rio Umbeluzi (Langa *et al.*, 2022; Machava; Nhachungue, 2021). Medidas para melhorar a autodepuração do rio Umbeluzi incluem o monitoramento da qualidade da água, o controle de fontes de poluição e a restauração de áreas ripárias, que atuam como filtros naturais. A criação de faixas de vegetação ao longo das margens do rio ajuda a reter sedimentos e nutrientes antes que eles entrem no corpo de água, melhorando a capacidade de autodepuração (Gumbo *et al.*, 2019). Além disso, a implementação de práticas agrícolas mais sustentáveis e o tratamento adequado de efluentes são essenciais para minimizar a carga de poluentes que o rio recebe.

A avaliação da capacidade permitiria, então, avaliar o resultado da adoção de práticas mais sustentáveis na bacia, bem como inferir sobre os esforços de manejo integrado e das intervenções sustentáveis, de forma a garantir que o rio continue a suprir as necessidades das populações locais e preservar a biodiversidade. E num cenário com baixa disponibilidade de

dados, a integração de modelos de simulação hidrológica e de qualidade de água podem auxiliar na estimativa da qualidade de água em vários trechos, na tomada de decisões e na melhoria da situação do curso de água. E essa utilização será avaliada na bacia hidrográfica do rio Umbeluzi, na porção localizada em Moçambique.

1.3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASPOUR, K. C.; VAKILI, A.; SADEGHI, H. **SWAT model sensitivity analysis and calibration for hydrological simulations in the Upper Zayandeh-Rud River Basin, Iran**. *Environmental Modelling & Software*, v. 72, p. 249–261, 2015.

ABBASPOUR, K. C.; VEJDANI, M.; HAGHIGHAT, S. **Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT**. *Journal of Hydrology*, v. 333, n. 2, p. 413–430, 2015.

ARASUL. **Relatório técnico sobre a bacia hidrográfica do rio Umbeluzi**. Maputo: ARASUL, 2024.

ARNOLD, J. G. *et al.* **Large Area Hydrologic Modeling and Assessment: Part I: Model Development**. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 34, n. 1, p. 73–87, 1998.

ARNOLD, J. G. *et al.* **Soil and Water Assessment Tool Input/Output Documentation: Version 2012**. College Station: Texas Water Resources Institute, 2012. (TR–439).

BADAMASI, H. *et al.* **Impacts of phosphates on water quality and aquatic life**. *Chemistry Research Journal*, v. 4, n. 3, p. 124–133, 2019.

BATES, B. C. *et al.* **Climate Change and Water**. Geneva: IPCC Secretariat, 2008. (Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC).

BOANA, F. M. **Estudo da qualidade da água dos rios Umbelúzi e Incomáti para fins de consumo doméstico e irrigação**. Maputo: [s.n.], 2023.

BODY, R.; TUCKER, C. **Water Quality Variables and Their Significance in Water Resource Management**. *Journal of Environmental Monitoring*, v. 14, n. 5, p. 1234–1245, 2012.

BORAH, D. K.; BERA, M. **Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of applications**. *Transactions of the ASAE*, v. 47, n. 3, p. 789–803, 2004. DOI: 10.13031/2013.16191.

BOSCH, D. D. *et al.* **Modeling water resources and water quality at the watershed scale: State of the science and future directions.** Transactions of the ASABE, v. 64, n. 5, p. 1–16, 2021. DOI: 10.13031/trans.14542.

BOZORG-HADDAD, O.; SOLGI, M.; LOÁICIGA, H. A. **Impacts of climate change on water quality modeling.** Journal of Hydrology, v. 599, 126373, 2021. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.126373.

BRESSIANI, D. A. *et al.* **A review of soil and water assessment tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects.** International Journal of Agricultural and Biological Engineering, v. 8, n. 3, p. 9–35, 2015.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Fundamentos do Controle de Poluição das Águas.** São Paulo: CETESB, 2018.

CHAPMAN, D. **Water Quality Assessments: A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring.** 2. ed. London: UNESCO, WHO, and UNEP, 1996.

CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G. J.; TAO, H. **QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality: Documentation and Users Manual.** Medford: Tufts University, 2003.

CHEN, H.; LI, J.; CHEN, Z. **Sensitivity analysis of the SWAT model for runoff and water quality prediction in the Ganjiang River Basin, China.** Journal of Hydrology, v. 328, n. 3–4, p. 782–797, 2006. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2006.01.030.

CHOWDHURY, S.; ALHOOSHAN, M.; THAGARD, S. M. **Formation of trihalomethanes during drinking water disinfection: a review.** Environmental Reviews, v. 25, n. 3, p. 263–285, 2017. DOI: 10.1139/er-2016-0082.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geografia de bacias hidrográficas.** São Paulo: Edusp, 2018.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia.** São Paulo: Edgard Blücher, 1980.

CONSULTEC; SALOMON LDA. **Plano Integrado de Gestão de Recursos Hídricos da Província de Inhambane.** Maputo: Governo de Moçambique, 2009.

COUSIDO, L. **Impacto dos nitratos na qualidade da água e saúde humana: Considerações sobre os limites recomendados e a eutrofização em ambientes aquáticos.** Journal of Environmental Science, v. 45, n. 2, p. 123–134, 2010.

DROOGERS, P.; DE BOER, F.; TERINK, W. **Water Allocation Models for the Umbeluzi River Basin, Mozambique.** Report Future Water, n. 132, p. 41–69, 2014.

ELSER, J. J. *et al.* **Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems.** Ecology Letters, v. 10, n. 12, p. 1135–1142, 2007. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Water Scarcity in the Middle East and North Africa: Strategic Directions.** Rome: FAO, 2020.

FONSECA, A. F.; SANTOS, R. C.; SOARES, M. L. **Processes and rates of self-purification in river systems.** Water Science and Technology, v. 82, n. 7, p. 1241–1250, 2020. DOI: 10.2166/wst.2020.405.

FRENI, G.; MANNINA, G.; VIVIANI, G. **Water Resources and Environmental Engineering I. Cham: Springer, 2020.** DOI: 10.1007/978-3-030-00371-3.

FUGITA, A. **Fontes e consequências dos nitratos na água potável: Uma revisão da literatura e aspectos normativos para o controle ambiental.** Revista Brasileira de Ciências Ambientais, n. 72, p. 215–229, 2018. DOI: 10.5327/Z2176-947820180356.

GASSMAN, P. W. *et al.* **The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications, and future research directions.** Transactions of the ASABE, v. 50, n. 4, p. 1211–1250, 2007. DOI: 10.13031/2013.23439.

GASSMAN, P. W.; SADEGHI, A. M.; SRINIVASAN, R. **Applications of the SWAT model special section: Overview and insights.** Journal of Environmental Quality, v. 43, n. 1, p. 1–8, 2014. DOI: 10.2134/jeq2013.11.0466.

GE, X. *et al.* **Toward a better understanding of phosphorus nonpoint source pollution from soil to water and the application of amendment materials: Research trends.** Water, v. 15, n. 8, 1531, 2023. DOI: 10.3390/w15081531.

GHIMIRE, B.; REDDY, K. R. **Challenges of applying QUAL2K in developing countries with scarce data.** Water and Environment Journal, v. 27, n. 3, p. 378–385, 2013. DOI: 10.1111/wej.12017.

GIKAS, G. D.; TSIHRINTZIS, V. A. **Ecological management of aquatic systems and self-purification potential in polluted rivers.** Journal of Environmental Management, v. 202, p. 420–430, 2017. DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.01.034.

GLEICK, P. H. **The world's water volume 8: The biennial report on freshwater resources.** Washington, DC: Island Press, 2014.

GOBBO, M. P. **Avaliação do padrão coliformes a 45 °C e comparação da eficiência das técnicas dos tubos múltiplos e Petrifilm EC na detecção de coliformes totais e Escherichia coli em alimentos.** Ciência e Tecnologia de Alimentos, v. 34, n. 2, p. 336–342, 2014. DOI: 10.1590/fst.2014.0053.

GOMES, T. L.; ANDRADE, A. L.; PEREZ, L. **Impacts of data scarcity on hydrological modeling and water quality predictions using SWAT in semi-arid regions.** Journal of Hydrological Sciences, v. 65, n. 2, p. 239–252, 2020. DOI: 10.1080/02626667.2019.1704003.

GOMIDES, C. E. *et al.* **Deterministic and probabilistic modeling of microbiological quality using the QUAL-UFMG: a water resource management tool applied on the slope waters of the Grande River, Brazil.** Water Science and Technology, v. 87, p. 2020–2042, 2023. DOI: 10.2166/wst.2023.123.

GOMIDES, C. E. *et al.* **Estimation of the water quality of the Rio Grande-Brazil slopes in different scenarios: Modelling of the BOD and DO variables using Qual-UFMG.** REGNE, v. 10, p. 1, 2024.

GONZALEZ, A.; SOUZA, M. **Agricultural runoff as a major source of water pollution: The case of urban rivers.** Water Resources Research, v. 58, n. 3, p. 1234–1245, 2022. DOI: 10.1080/10643389.2022.2044989.

GUMBO, B.; NHAPI, I.; NCUBE, E. **Management of water quality in the Umbeluzi River: A case study.** Journal of Water Resource Management, v. 33, n. 8, p. 2513–2524, 2019. DOI: 10.1007/s11269-019-02271-y.

HARTER, T. **Water quality: Salinity and total dissolved solids.** Davis: University of California Agriculture and Natural Resources, 2003. (Publication 8066).

HICKS, C. C. *et al.* **Harnessing global fisheries to tackle micronutrient deficiencies.** Nature, v. 574, n. 7776, p. 95–98, 2019. DOI: 10.1038/s41586-019-1592-6.

HOANG, B. H. **Integration of SWAT and QUAL2K for water quality.** Ecohydrology & Hydrobiology, v. 19, p. 210–223, 2019. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2019.02.005.

HOLCOMB, D. A.; STEWART, J. R. **Microbial indicators of fecal pollution: Recent progress and challenges in assessing water quality.** Current Environmental Health Reports, v. 7, p. 311–324, 2020. DOI: 10.1007/s40572-020-00278-1.

INAM – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Relatório climático anual de Moçambique – 2023.** Maputo: INAM, 2023.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Relatório anual sobre saneamento básico no Brasil.** São Paulo: Instituto Trata Brasil, 2025. Disponível em: <https://www.tratabrasil.org.br/>. Acesso em: 13 jan. 2025.

ITUA, E.; UWADIAE, R. E.; VICTOR LANIYAN, O. **Thermal pollution and the aggravating effects of climate change: Impact of thermal stress on aquatic ecosystems.** Asian Journal of Scientific Research, v. 17, p. 1–12, 2024. DOI: 10.3923/ajsr.2024.1.12.

JANSEN, S.; WAMBECQ, A.; JORGE, M. **Water management in Mozambique: A good overview of resources, opportunities and challenges.** African Development Bank Report, 2018.

JHA, M. K.; ARNOLD, J. G.; GASSMAN, P. W. **Water quality modeling for the Raccoon River watershed using SWAT.** Transactions of the ASABE, v. 49, n. 2, p. 479–489, 2006. DOI: 10.13031/2013.20487.

JOHNSON, S.; JÄHNIG, L.; SEIBERT, J. **Rising water temperature in rivers: Ecological impacts and future trends.** WIREs Water, e1724, 2024. DOI: 10.1002/wat2.1724.

KANNEL, P. R. *et al.* **Application of water quality models for sustainable water management: A review.** Environmental Reviews, v. 29, n. 1, p. 56–70, 2021. DOI: 10.1139/er-2020-0025.

KAUSHER, M.; KHAN, S.; IQBAL, J. **Hydrological modeling and simulation of water balance in mining-impacted watersheds.** Environmental Earth Sciences, v. 82, n. 3, p. 98, 2023. DOI: 10.1007/s12665-023-10811-0.

KRYSANOVA, V.; WHITE, M. **Advances in water resources assessment with SWAT – an overview.** Hydrological Sciences Journal, v. 60, n. 5, p. 771–783, 2015. DOI: 10.1080/02626667.2015.1029482.

KUMAR, S. **Studying the effect of spatial scaling on hydrologic model calibration using soil and water assessment tool (SWAT).** 124 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Purdue University, West Lafayette, 2008.

LANGA, F. S.; BILA, D. M.; MATAVEL, R. **Influence of domestic and industrial effluents on the self-purification capacity of the Umbeluzi River.** Environmental Monitoring and Assessment, v. 194, n. 4, p. 234, 2022. DOI: 10.1007/s10661-022-9876-x.

LARANCE, S. *et al.* **Assessing water temperature and dissolved oxygen and their potential effects on aquatic ecosystem using a SARIMA model.** Environments, v. 12, n. 1, p. 25, 2025. DOI: 10.3390/environments12010025.

LI, S.; WANG, J.; ZHANG, X. **Effects of total dissolved solids on seed germination and early growth of vegetables.** *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 195, p. 110503, 2020. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2020.110503.

LIMA, L. M.; RIBEIRO, A. L. **Modelagem hidrológica e gestão de recursos hídricos.** *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 27, n. 3, p. 345–360, 2022. DOI: 10.1590/2318-0331.2720210050.

MACHAVA, R. B.; NHACHUNGUE, S. **Eutrophication and its effects on river ecosystems: A study on the Umbeluzi River.** *Journal of Environmental Science and Engineering*, v. 9, n. 3, p. 150–158, 2021.

MACHAVA, R. B.; NHACHUNGUE, S.; MANJATE, E. S. **Water quality monitoring and management in Mozambique: A case of Umbeluzi River Basin.** *Water Practice and Technology*, v. 16, n. 2, p. 453–462, 2021. DOI: 10.2166/wpt.2021.020.

MANJATE, E. S. *et al.* **Integrated water resources management in Mozambique: Challenges and perspectives for the Umbeluzi Basin.** *African Water Journal*, v. 7, n. 1, p. 25–38, 2022.

MARTINS, R. *et al.* **Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água em bacias hidrográficas urbanas.** *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 25, n. 2, p. 267–277, 2020. DOI: 10.1590/S1413-4152202020190408.

MARTINS, R. M.; REIS, L. F.; SOUZA, C. A. **Simulação da dinâmica do oxigênio dissolvido em rios urbanos utilizando o modelo QUAL-UFGM.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 26, n. 4, p. 765–775, 2021. DOI: 10.1590/S1413-4152202120190176.

MEDEIROS, P. H. A. *et al.* **Influence of rainfall and land use on the water quality of tropical rivers.** *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, n. 7, p. 413, 2019. DOI: 10.1007/s10661-019-7517-0.

MELO, D. C.; CHORоба, G. M.; SOUZA, J. A. **The influence of point and non-point sources on river water quality.** *Water*, v. 12, n. 11, p. 3186, 2020. DOI: 10.3390/w12113186.

MICOZZI, J. R.; LIMA, E. C.; BASTOS, R. K. X. **Development and application of QUAL-UFGM for water quality modeling in Brazil.** *Journal of Environmental Modelling & Software*, v. 102, p. 45–53, 2018. DOI: 10.1016/j.envsoft.2018.01.008.

MINISTÉRIO DAS OBRAS PÚBLICAS, HABITAÇÃO E RECURSOS HÍDRICOS. **Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento Rural de Moçambique.** Maputo: MOPHRH, 2020.

MINISTÉRIO DA SAÚDE DE MOÇAMBIQUE. **Relatório nacional sobre a qualidade da água para consumo humano.** Maputo: MISAU, 2022.

MOÇAMBIQUE. DEPARTAMENTO DE ÁGUAS. **Inventário de Recursos Hídricos de Moçambique.** Maputo: DNA, 2019.

MORAES, J. M.; SPAROVEK, G. **Hidrologia aplicada à gestão de bacias hidrográficas.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 22, n. 3, p. 1-15, 2017. DOI: 10.1590/2318-0331.011717003.

MOREIRA, R. M.; KAPPEL, S. **Importância do monitoramento de parâmetros físico-químicos e microbiológicos na gestão de recursos hídricos.** Gestão & Tecnologia de Projetos, v. 16, n. 2, p. 22-29, 2021.

MOSSEL, D. A. A.; STRUIK, C. B. **The significance of fecal coliforms and E. coli counts in water quality monitoring.** Water Research, v. 40, n. 4, p. 795-805, 2006. DOI: 10.1016/j.watres.2006.01.008.

MUNDEKE, J. *et al.* **Agricultural nutrient loads and water quality trends in African river basins.** Agricultural Water Management, v. 250, p. 106872, 2021. DOI: 10.1016/j.agwat.2021.106872.

NHACHUNGUE, S. *et al.* **Climate variability and impacts on the water resources in the Umbeluzi Basin.** Journal of Hydrology: Regional Studies, v. 39, p. 100982, 2022. DOI: 10.1016/j.ejrh.2022.100982.

NOBREGA, L. H. P. *et al.* **Simulation of water quality with QUAL-UFMG in the presence of diffuse pollution.** Water Science and Technology, v. 84, n. 3, p. 641-649, 2021. DOI: 10.2166/wst.2021.252.

NOGUEIRA, M. G.; PERET, A. C.; ARANTES, F. R. **Self-purification capacity of tropical rivers.** Acta Limnologica Brasiliensia, v. 28, p. e9, 2016. DOI: 10.1590/S2179-975X3616.

OGDEN, F. L. *et al.* **Advances in hydrologic modeling using new global datasets.** Water Resources Research, v. 56, n. 8, p. e2019WR026574, 2020. DOI: 10.1029/2019WR026574.

ONAKA, A. T.; REIS, J. S. R.; SILVA, C. A. **Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com o uso do modelo QUAL-UFMG.** Revista Engenharia Ambiental, v. 18, n. 2, p. 94-107, 2021. DOI: 10.34037/rea.v18i2.753.

PANAGOPOULOS, Y.; MAKRI, A.; MAZARAKIS, N. **SWAT model applications in the Mediterranean region: A review.** Science of The Total Environment, v. 768, p. 144460, 2021. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144460.

PARDO, M. A. *et al.* **Microbial water quality: Indicators and future approaches.** Current Opinion in Environmental Science & Health, v. 22, p. 100286, 2021. DOI: 10.1016/j.coesh.2021.100286.

PATIL, S. *et al.* **Modeling the impacts of climate change on water quality in river basins using SWAT.** Environmental Earth Sciences, v. 80, n. 13, p. 560, 2021. DOI: 10.1007/s12665-021-09816-w.

PINTO, L. C.; VICTORINO, C. C. **Modelagem hidrodinâmica e de qualidade da água com o QUAL-UFGM: aplicações e desafios.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 26, n. 5, p. 887-898, 2021. DOI: 10.1590/S1413-4152202120190221.

PRADO, A. G. S.; ALVES, T. M.; MENDES, A. F. **Gestão da qualidade da água em bacias hidrográficas: aspectos legais e metodológicos.** Revista Brasileira de Direito Ambiental, v. 15, n. 58, p. 101-119, 2020.

PRUDENTE, B. S.; MORAIS, M. V.; MACEDO, A. C. **Avaliação do transporte de nutrientes e demanda bioquímica de oxigênio em sistemas fluviais.** Revista Ambiente & Água, v. 17, n. 5, p. e2818, 2022. DOI: 10.4136/ambi-agua.2818.

QIU, J. *et al.* **Modeling sediment and nutrient transport in watersheds: SWAT-based approaches.** Ecological Engineering, v. 153, p. 105992, 2020. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2020.105992.

QUEIROZ, M. R. S.; BARBOSA, M. C. **Impactos do uso do solo e das atividades antrópicas na qualidade da água.** Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais, v. 12, n. 2, p. 99-114, 2021. DOI: 10.6008/CBPC2179-6858.2021.002.0010.

RANATUNGA, K.; LOKUPITIYA, E.; EKANAYAKE, L. **Impact of land use changes on water quality: A case study using SWAT.** Environmental Monitoring and Assessment, v. 193, n. 3, p. 175, 2021. DOI: 10.1007/s10661-021-08974-9.

REZENDE, C. E.; KJERFVE, B.; COLETTI, A. **Efeitos da sazonalidade na qualidade da água de rios tropicais.** Acta Limnologica Brasiliensia, v. 32, p. e1, 2020. DOI: 10.1590/S2179-975X6719.

ROCHA, M. I. *et al.* **Análise espaço-temporal da qualidade da água em bacia hidrográfica urbana.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 27, n. 1, p. 143-153, 2022. DOI: 10.1590/S1413-4152202220190210.

RODRIGUES, D. S.; PEREIRA, J. M.; LIMA, J. E. F. W. **Modelagem hidrológica e simulação de cenários usando o SWAT na bacia do Rio São Francisco**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 25, e16, 2020. DOI: 10.1590/2318-0331.252020180111.

ROSA, E. H. *et al.* **Aspectos microbiológicos na avaliação da qualidade da água para abastecimento**. Hidrologia, v. 39, n. 2, p. 211-220, 2021.

SANTOS, A. A. *et al.* **Uso do QUAL-UFGM para simulação de DO e DBO em córregos urbanos**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 27, n. 3, p. 513-523, 2022. DOI: 10.1590/S1413-4152202220190222.

SANTOS, R. R.; AMORIM, M. A.; FRANÇA, R. O. **Relação entre precipitação e vazões em bacias tropicais**. Revista Brasileira de Climatologia, v. 27, p. 485-502, 2020. DOI: 10.5380/abclima.v27i0.77123.

SARWAR, H.; XU, S.; YANG, J. **Evaluation of hydrological and water quality impacts due to climate change using SWAT**. Science of The Total Environment, v. 783, p. 146908, 2021. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146908.

SCHULZ, C.; LIMA, J. F. W. F.; FREITAS, M. **Modelagem integrada com SWAT e QUAL-UFGM para simulação da qualidade da água**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 27, n. 4, p. 745-758, 2022. DOI: 10.1590/S1413-4152202220190228.

SILVA, C. A.; GOMES, L. P.; PEREIRA, R. F. **Análise do transporte de sedimentos em bacias hidrográficas com SWAT**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 26, e34, 2021. DOI: 10.1590/2318-0331.2620210034.

SILVA, E. T. *et al.* **Relação entre sólidos totais dissolvidos e qualidade da água em sistemas fluviais**. Revista Ambiente & Água, v. 16, n. 5, p. e2632, 2021. DOI: 10.4136/ambi-água.2632.

SOUZA, C. F.; MATOS, A. T. **Importância do oxigênio dissolvido em corpos d'água e sua dinâmica**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 26, n. 2, p. 287-298, 2021. DOI: 10.1590/S1413-4152202120190170.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Editora UFRGS, 2007.

TUCCI, C. E. M. *et al.* **Hidrologia aplicada**. 5. ed. Porto Alegre: ABRH, 2018.

TURCHETTO, D. M. *et al.* **Avaliação do impacto de cenários de uso do solo sobre a qualidade da água com o SWAT**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 25, n. 1, p. 55-65, 2020. DOI: 10.1590/S1413-41522020181936.

VELÁSQUEZ, J. A. *et al.* **Water quality assessment and modeling in tropical catchments.** Ecological Indicators, v. 119, p. 106867, 2020. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106867.

VIEIRA, J. M. P. *et al.* **Qualidade da água e saneamento ambiental: desafios para os ODS.** Hidrologia, v. 40, n. 2, p. 180-195, 2022.

VILAR, V. J. P.; BOTELHO, C. M. S.; BOAVENTURA, R. A. R. **Modelação da qualidade da água em sistemas fluviais.** Revista de Engenharia Civil, v. 58, p. 19-32, 2020.

WANG, J. *et al.* **Impact of land use change on water quality in the context of climate variability using SWAT.** Science of The Total Environment, v. 722, p. 137886, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137886.

WANG, Y. *et al.* **Integrated modeling for watershed water quality management.** Journal of Hydrology, v. 591, p. 125536, 2020. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.125536.

WU, Y.; LIU, S.; ZHU, Q. **Application of QUAL2K for water quality modeling and management in a river basin.** Environmental Monitoring and Assessment, v. 192, n. 2, p. 104, 2020. DOI: 10.1007/s10661-020-8088-0.

XU, M. *et al.* **Modeling the impact of urbanization on water quality using SWAT and QUAL2K.** Sustainability, v. 12, n. 9, p. 3875, 2020. DOI: 10.3390/su12093875.

YANG, X. *et al.* **Modeling seasonal variation of water quality using SWAT in humid tropics.** Water, v. 12, n. 11, p. 3209, 2020. DOI: 10.3390/w12113209.

YU, L. *et al.* **Coupled SWAT and water quality models for evaluating impacts of best management practices.** Science of The Total Environment, v. 731, p. 138958, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.138958.

ZHANG, H. *et al.* **Evaluating water quality responses to climate change and human activities using SWAT.** Science of The Total Environment, v. 713, p. 136728, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.136728.

ZHANG, X. *et al.* **Integrating hydrologic and water quality modeling for watershed management.** Water Research, v. 187, p. 116430, 2020. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116430.

ZHOU, Y. *et al.* **Water quality modeling under climate change scenarios.** Ecological Indicators, v. 119, p. 106853, 2020. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106853.

CAPÍTULO II – “CARACTERIZAÇÃO INTEGRADA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO UMBELUZI COM APLICAÇÃO DE GEOTECNOLOGIAS (SIG) E ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA”

RESUMO

Para viabilizar o planejamento e a gestão de uma bacia hidrográfica, é necessário caracterizá-la considerando seu formato, uso e ocupação do solo, bem como aspectos quantitativos e qualitativos. Assim, este capítulo apresenta uma caracterização integrada da bacia hidrográfica do rio Umbeluzi, situada no sul de Moçambique, com ênfase no emprego de geotecnologias para apoiar a gestão ambiental e a sustentabilidade hídrica, além da utilização do Índice de Qualidade da Água (IQA) para avaliar sua qualidade. A análise abrangeu aspectos fisiográficos, morfométricos, hidrológicos e de qualidade da água, utilizando ferramentas de Sistema de Informação Geográfica (SIG). Os resultados indicaram variação altimétrica, solos de diferentes aptidões e uso predominante do solo para pastagens, agricultura e urbanização. A morfometria apontou uma bacia alongada, com coeficiente de compactidade de 1,87, fator de forma de 0,29 e tempo de concentração de 15,4 horas, características que influenciam a dinâmica de cheias. A avaliação hidrológica resultou em vazão específica média de 11,2 L/s/km² e vazão de permanência Q90 de 1,84 m³/s, indicando disponibilidade hídrica moderada e pressão crescente sobre os recursos. Os dados de qualidade da água, baseados no IQA do IGAM, apresentaram valores entre 54 e 64 e foram classificados como de qualidade mediana, sendo os menores índices identificados em áreas urbanizadas, evidenciando influência antrópica. Esses resultados reforçam a necessidade de gestão integrada e planejamento baseado em dados espaciais para conservação das áreas de recarga, controle da poluição e uso eficiente da água.

Palavras chaves: Fisiografia; Gestão Hídrica; IQA; Morfometria; SIG.

ABSTRACT

To enable effective planning and management of a watershed, it is essential to conduct its characterization, considering its shape, land use and land cover, as well as both quantitative and qualitative aspects. Accordingly, this chapter presents an integrated characterization of the Umbeluzi River Basin, located in southern Mozambique, with an emphasis on the use of geotechnologies to support environmental management and water sustainability, alongside the application of the Water Quality Index (WQI) to assess water conditions. The analysis encompassed physiographic, morphometric, hydrological, and water quality aspects, utilizing Geographic Information System (GIS) tools. The results revealed significant altitudinal variation, soils with distinct agricultural suitability, and predominant land uses consisting of pastures, agricultural areas, and urban zones. The morphometric assessment indicated an elongated basin, with a compactness coefficient of 1.87, a form factor of 0.29, and a concentration time of 15.4 hours features that influence flood dynamics by reducing the likelihood of flash flood events. Hydrological analysis yielded a mean specific discharge of 11.2 L/s/km² and a Q90 flow of 1.84 m³/s, suggesting moderate water availability but increasing pressure on water resources. Water quality data, based on the WQI methodology adopted by IGAM, ranged from 54 to 64 and were classified as medium quality, with the lowest indices observed in urbanized areas. These findings underscore the importance of integrated watershed management and spatial data-driven planning aimed at conserving recharge areas, controlling pollution, and promoting the efficient use of water resources.

Keywords: Physiography; Water Management; WQI; Morphometry; GIS.

2.1 INTRODUÇÃO

A disponibilidade de água doce constitui um elemento essencial à sustentação da vida e ao desenvolvimento socioeconômico da sociedade. Todavia, seu acesso tem se mostrado progressivamente mais restrito, sobretudo em regiões onde a dinâmica populacional, o acelerado processo de urbanização e os efeitos das mudanças climáticas impõem pressões crescentes sobre os sistemas hídricos. Em países africanos como Moçambique, a gestão integrada dos recursos hídricos configura-se como uma prioridade estratégica, emergindo o estudo e a caracterização das bacias hidrográficas como instrumentos fundamentais para subsidiar o planejamento territorial, promover a sustentabilidade ambiental e fortalecer políticas públicas voltadas à segurança hídrica (Notisso; Formiga, 2020).

A bacia hidrográfica (BH) é uma unidade territorial natural responsável pela captação da água das precipitações, delimitada por divisores topográficos que direcionam o escoamento para um ponto comum de saída. De acordo com Tucci (2012), a BH é composta por superfícies vertentes e uma rede de drenagem constituída por cursos de água interligados, que convergem até formar um leito único no exutório ou foz. Essa estrutura dinâmica permite que a água se mova por diversos caminhos, influenciando diretamente a quantidade e a qualidade dos recursos hídricos disponíveis em sua área de drenagem (Raiol *et al.*, 2022).

A análise integrada de uma BH é essencial porque permite compreender, de forma abrangente e sistemática, os diversos componentes físicos, bióticos e antrópicos que interagem e influenciam a dinâmica dos recursos hídricos. Ao integrar informações fisiográficas (relevo, solos, uso da terra), morfométricas (forma, rede de drenagem), hidrológicas (chuvas, vazões, infiltração) e de qualidade da água, é possível obter um diagnóstico holístico que subsidia a gestão sustentável da bacia (Vale *et al.*, 2021).

Com os avanços nas tecnologias geoespaciais, especialmente no âmbito do sensoriamento remoto e do SIG (Sistema de Informação Geográfica), tornou-se viável a realização de análises integradas e de alta precisão sobre bacias hidrográficas. Essas ferramentas possibilitam o mapeamento do uso e ocupação do solo, a modelagem detalhada do relevo, a delimitação de sub-bacias e a análise espacial de diversas variáveis ambientais, subsidiando processos decisórios mais robustos e eficazes na gestão dos recursos hídricos (Sato *et al.*, 2024).

Com a utilização do SIG, é possível realizar de forma eficiente a delimitação da bacia, o cálculo de variáveis morfométricas, a análise do uso e cobertura do solo, além da identificação de áreas suscetíveis à erosão, inundações e degradação ambiental. Essa capacidade de integrar

diferentes camadas de informação espacial, torna o SIG essencial para subsidiar diagnósticos ambientais precisos e o planejamento territorial sustentável (Jensen, 2005). Segundo Tucci (2007), a aplicação de ferramentas de geoprocessamento em estudos de bacias hidrográficas representa um avanço metodológico que fortalece a gestão dos recursos hídricos, ao oferecer suporte técnico à tomada de decisão, especialmente em contextos de ocupação desordenada e vulnerabilidade climática.

A BH do rio Umbeluzi, localizada na região sul de Moçambique, possui grande relevância por abrigar importantes atividades humanas e ecossistemas vulneráveis, sendo responsável pelo abastecimento de água da região metropolitana de Maputo, capital do país, além de sustentar atividades agrícolas e industriais (ARASUL, 2020). No entanto, o uso intensivo dos recursos naturais, associado à degradação ambiental e à poluição dos corpos hídricos, tem comprometido a sustentabilidade desse sistema (Notisso; Formiga, 2020).

Ademais, há um reduzido número de avaliações feitas para caracterizar as condições da bacia, em termos de qualidade de água dos mananciais e em termos hidrológicos, que pode ser feita com a integração dos softwares de SIG e da análise dos dados fluviométricos disponíveis. Esses levantamentos permitem subsidiar futuras pesquisas e intervenções na bacia, de forma a reduzir riscos de cheias e preservar a qualidade ambiental dos mananciais, por exemplo.

Diante desse contexto, este capítulo tem como objetivo realizar uma caracterização integrada da bacia hidrográfica do rio Umbeluzi, contemplando os aspectos fisiográficos, morfométricos, hidrológicos e relacionados à qualidade da água num ambiente SIG, buscando oferecer um diagnóstico técnico e ambiental abrangente que sirva de base para o desenvolvimento de políticas públicas, ações de planejamento territorial e estratégias voltadas à conservação e ao uso sustentável dos recursos hídricos na região metropolitana do grande Maputo.

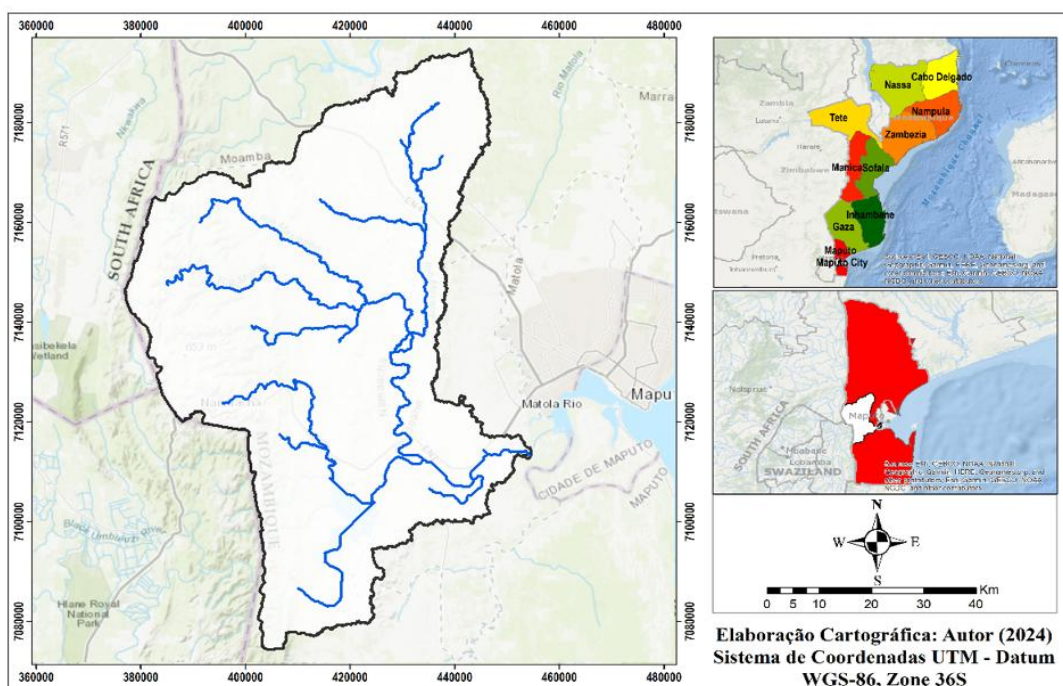
2.2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1 Caracterização da área de estudo

A bacia hidrográfica (BH) do rio Umbeluzi é uma bacia internacional que se estende por três países da África Austral: Moçambique, Reino de Eswatini (antiga Suazilândia) e África do Sul (RSA) (Figura 2.1). Possui uma área total estimada em 5.460 km², dos quais 3.112 km² (57%) situam-se em Eswatini, 80 km² (1%) na África do Sul e 2.268,23 km² (42%) em território Moçambicano (ARASUL, 2020). A parte Moçambicana da bacia está localizada na região sul do país, especificamente na província de Maputo, abrangendo os distritos de Namaacha, Boane,

Moamba e parte da Cidade da Matola. Geograficamente, a BH está compreendida aproximadamente entre as coordenadas 26°00' a 26°45' de latitude Sul e 32°00' a 32°45' de longitude Leste, englobando áreas de crescente urbanização, atividades agroindustriais e zonas de captação para abastecimento urbano.

Figura 2.1 – Localização geográfica de bacia hidrográfica de rio Umbeluzi

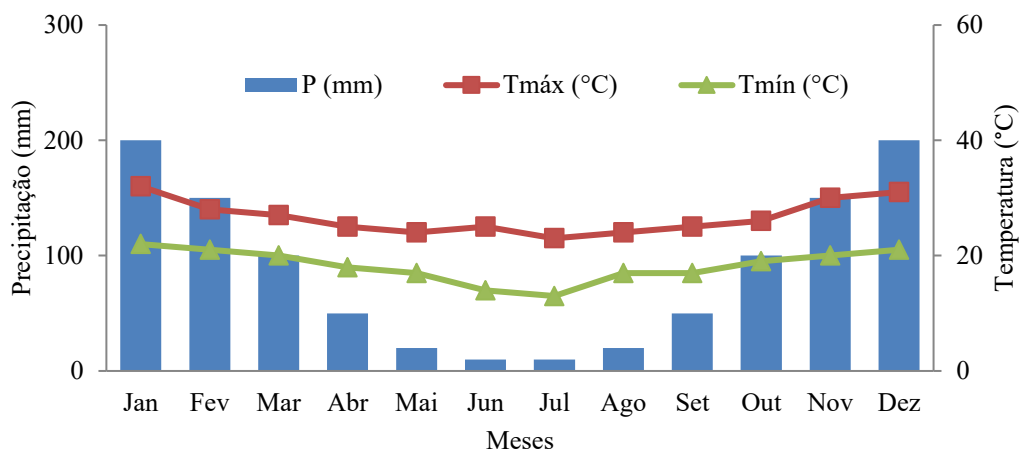


Fonte: Autor (2024).

De acordo com o Instituto Nacional de Meteorologia (INAM, 2023), o clima da bacia hidrográfica do rio Umbeluzi é classificado como subúmido, inserido no domínio tropical úmido do tipo Am, segundo a classificação de Köppen-Geiger. Essa região caracteriza-se por baixos índices pluviométricos durante o inverno, com forte sazonalidade das chuvas. O regime climático é fortemente influenciado pela alternância entre sistemas de alta pressão atmosférica de origem continental, que inibem a formação de nuvens e induzem períodos prolongados de estiagem, e incursões de massas de ar úmido provenientes do oceano Índico, que contribuem para a ocorrência de precipitações. Eventualmente, a penetração de frentes frias pode provocar episódios de instabilidade atmosférica, resultando em tempestades intensas e chuvas torrenciais de curta duração. A temperatura média anual na região é de 23,7°C, com amplitude térmica de aproximadamente 8,8°C entre os meses mais quentes e mais frios. A pluviosidade média anual é de 752 mm, sendo que cerca de 75% desse volume (564 mm) está concentrado no período úmido, de novembro a março, enquanto o período seco, de abril a outubro, apresenta apenas 44 mm de precipitação acumulada (Figura 2.2). Esse padrão climático exerce forte influência sobre

a disponibilidade hídrica e os processos hidrológicos da bacia, afetando diretamente o escoamento superficial, a recarga dos aquíferos e a qualidade da água ao longo do ano.

Figura 2.2 – Condição climática da bacia hidrográfica do rio Umbeluzi



Fonte: Autor (2024).

As características socioeconômicas da bacia de rio Umbeluzi refletem sua importância estratégica para o abastecimento hídrico, o desenvolvimento agrícola e a sustentabilidade regional. O uso predominante da água concentra-se no abastecimento urbano, especialmente para a cidade de Maputo, Matola e Município de Boane, por meio da Estação de Tratamento de Água de Umbeluzi (ETA-Umbeluzi), sendo seguido por usos voltados à irrigação agrícola e ao setor industrial (ARASUL, 2020). A agricultura irrigada desempenha papel de destaque, com cultivos de hortícolas e milho em larga escala, além de práticas de pecuária extensiva, extração de inertes como areia, pequenas indústrias e atividades comerciais que compõem a base econômica da região (Mabunda; Nhantumbo, 2022).

2.2.2 Aplicação de Modelo Digital de Elevação (MDE) na caracterização da bacia

Neste estudo, foi utilizado um MDE representado em formato *raster*, com resolução espacial de 12,5 metros, obtido a partir da plataforma ALOS PALSAR, disponibilizada pelo Alaska Satellite Facility DAAC (ASF). A alta resolução do MDE garantiu maior fidelidade na representação do relevo, assegurando resultados mais confiáveis para a delimitação da bacia hidrográfica, a definição da rede de drenagem e a extração das variáveis morfométricas, essenciais para a modelagem hidrológica.

O MDE da bacia do rio Umbeluzi foi processado no software livre QGIS (versão 3.36), no qual os sistemas de coordenadas e o sistema geodésico foram reprojetados para UTM (fuso 36S) e Datum WGS 84, respectivamente. Após a reprojeção, pixels espúrios foram eliminados

utilizando a função *r.fill.dir*, resultando em um Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente (MDEHC), adequado para a extração precisa da rede de drenagem e das variáveis morfométricas da bacia.

A delimitação da bacia hidrográfica do rio Umbeluzi foi realizada a partir do MDEHC gerado. Utilizando ferramentas específicas para a análise de redes de drenagem, foram geradas as direções e a acumulação de escoamento, permitindo identificar o divisor de águas e definir com precisão os limites da bacia.

2.2.3 Fisiografia da BH de Umbeluzi

A caracterização fisiográfica da BH do rio Umbeluzi envolveu a análise integrada do relevo, cobertura e uso do solo, tipos de solo, com o objetivo de compreender as principais variáveis físicas que influenciam a dinâmica hidrológica da região.

Os mapas temáticos de declividade e hipsometria foram gerados a partir do MDE, o que permitiu a identificação de padrões altimétricos e a compartimentação morfológica do terreno. A amplitude altimétrica (ΔH), que reflete a variação do relevo, foi calculada pela seguinte equação:

$$\Delta H = H_{\text{máx}} - H_{\text{mín}} \quad [2.1]$$

Em que: ΔH representa amplitude altimétrica; $H_{\text{máx}}$ e $H_{\text{mín}}$ altitude máxima e mínima da bacia.

O mapa de declividade gerado foi do tipo contínuo, representando valores reais ao longo de toda a superfície, sendo que esse foi categorizado em seis classes, conforme a classificação da EMBRAPA (1979), descrita na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 – Caracterização do relevo da BH de Umbeluzi

Classe	Declividade (%)	Classe do Relevo
1	0 – 3	Plano
2	3 – 8	Suave ondulado
3	8 – 20	Ondulado
4	20 – 45	Fortemente ondulado
5	45 – 75	Montanhoso
6	> 75	Escarpado

Fonte: Embrapa (1979) adaptado por Silva (2019)

A declividade média da bacia, uma variável de grande importância na análise hidrológica por influenciar o escoamento superficial, infiltração e erosão, esta foi determinada a partir da média ponderada das classes de declividade, conforme equação:

$$S_m = \frac{\sum_{n=1}^n S_i * A_i}{A} \quad [2.2]$$

Em que: S_m é declividade média (%); S_i a declividade da classe i (%); A_i é a área da classe i (km²) e A representa a área total da bacia (km²).

A declividade do curso de água principal foi determinada a partir da razão entre a diferença altimétrica entre a nascente e a foz e o comprimento total do rio principal, conforme:

$$S_c = \frac{H_{nas} - H_{foz}}{L_{cp}} \quad [2.3]$$

Em que: S_c representa a declividade do curso principal (%); H_{nas} e H_{foz} altitude da nascente do rio principal (m), respectivamente e L_{cp} o comprimento total do curso principal (m).

A caracterização dos tipos de solo da bacia hidrográfica do rio Umbeluzi foi realizada com base em dados do levantamento pedológico nacional, complementados por mapas temáticos extraídos de bases geoespaciais públicas, notadamente do Mapa Mundial de Solos da FAO/UNESCO. Essa análise permitiu identificar as principais classes de solo predominantes na área de estudo, as quais desempenham um papel crucial na dinâmica hidrológica da bacia, influenciando diretamente os processos de infiltração, escoamento superficial, retenção de umidade e transporte de sedimentos.

A classificação do uso e cobertura do solo foi realizada a partir de imagens multiespectrais dos satélites Sentinel-1 e Sentinel-2, disponibilizadas pelo ESA WorldCover 2021. Para a delimitação das classes, aplicou-se a técnica de classificação supervisionada utilizando o algoritmo de máxima verossimilhança. A acurácia do mapeamento foi validada por meio de pontos de controle obtidos da base cartográfica oficial de Moçambique, além de uma análise complementar realizada por fotointerpretação em imagens de alta resolução.

2.2.4 Morfometria da BH de Umbeluzi

A análise morfométrica da bacia hidrográfica foi essencial para compreender suas características físicas e seu comportamento hidrológico, fornecendo informações fundamentais para o planejamento e gestão dos recursos hídricos. A partir da delimitação da bacia, foram

extraídas diversas características físicas essenciais, incluindo a área total da bacia, perímetro, coeficiente de compacidade, fator de forma, índice de circularidade, declividade, altitude média e densidade de drenagem.

a) Área e perímetro da bacia

Após a delimitação da bacia hidrográfica, a função “Watershed Delineation” foi utilizada para gerar o polígono que representou os limites da bacia, com base na direção do fluxo e no ponto de exutório (Estuário do Espírito Santo). Com o polígono da bacia definido, foram aplicadas ferramentas de análise espacial no ambiente SIG para calcular a área e perímetro. A área da bacia foi obtida automaticamente a partir do polígono gerado, sendo expressa em (km²), enquanto o perímetro foi calculado usando o comprimento do contorno da bacia, expresso (km).

b) Comprimento axial da bacia

A variável foi determinada em ambiente SIG utilizando a ferramenta de cálculo de distância hidrológica para localizar a nascente mais distante do exutório ao longo da rede de drenagem. Após identificar o curso de água principal, a medição foi realizada com a função "Measure Line" e confirmada pelo cálculo de geometria de feições vetoriais, garantindo assim a precisão (Farias *et al.*, 2020).

c) Largura média da bacia

Após a obtenção da área total e do comprimento axial da bacia no ambiente SIG, a largura média foi calculada por meio da relação matemática entre essas variáveis, aplicando a Equação 2.4.

$$L_m = \frac{A}{L_a} \quad [2.4]$$

Em que: L_m representa a largura média da bacia (km); A , a área da bacia (km²) e L_a , o comprimento axial da bacia (km).

d) Coeficiente de compacidade

De acordo com Esteves *et. al.* (2023), o coeficiente de compacidade relaciona a forma da bacia com um círculo, sendo que para a sua determinação, aplicou-se a Equação 2.5.

$$K_c = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad [2.5]$$

Em que: Kc representa o coeficiente de compacidade; P (m) e A (m²) o perímetro e área respetivamente.

e) Índice de circularidade

A determinação do índice de circularidade da BH é uma análise morfométrica crucial, pois fornece informações sobre a forma da bacia e sua suscetibilidade a enchentes.

Assim, para o cálculo do índice foi utilizada a Equação 2.6.

$$IC = 12,57 \frac{A}{P^2} \quad [2.6]$$

Em que: o IC é o índice de circularidade, A representa área de drenagem (m²) e P, o perímetro (m).

f) Fator Forma

O fator de forma foi determinado a partir da seguinte equação:

$$F_f = \frac{A}{C^2} \quad [2.7]$$

Em que: F_f é o fator forma, A, a área de drenagem (km²) e C representa o comprimento da bacia (km).

Para a interpretação das variáveis de circularidade, compacidade e fator de forma, adotou-se a metodologia proposta por Villela e Mattos (1975), conforme apresentado na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 – Valores para interpretação do Ic, Kc e F_f

IC	Kc	Ff	Formato	Interpretação ambiental da bacia
1 - 0,8	1 - 1,25	1 - 0,75	Redonda	Alta tendência a enchentes
0,8 - 0,6	1,25 - 1,50	0,75 - 0,50	Mediana	Média tendência a enchentes
0,6 - 0,4	1,50 - 1,70	0,50 - 0,30	Oblonga	Baixa tendência a enchentes
< 0,4	> 1,70	< 0,30	Comprida	Tendência a conservação

Fonte: Villela; Matos (1975) adaptado por Rodrigues *et al* (2013).

g) Comprimento do canal principal, talvegue e da rede hidrográfica total

O comprimento do canal principal, o talvegue e o comprimento total da rede hidrográfica foram determinados no SIG. A rede de drenagem foi extraída do MDEHC com utilização de algoritmos hidrológicos. O canal principal foi identificado a partir da nascente mais distante do exutório, utilizando análise de distância hidrológica e ferramentas de medição.

O talvegue, correspondente à linha de maior profundidade no vale fluvial, foi extraído do MDEHC com o auxílio de ferramentas como "Slope" e "Profile Tool". Por fim, o comprimento total da rede hidrográfica foi obtido somando os segmentos da drenagem, utilizando ferramentas "Field Calculator" no QGIS.

h) Densidade de drenagem

A densidade de drenagem foi expressa pela densidade de drenagem, calculada como a razão entre o total dos comprimentos dos canais (perenes, intermitentes ou temporários) e a área da bacia, sendo essa determinada na base da Equação 2.8.

$$Dd = \frac{L_t}{A} \quad [2.8]$$

Em que: Dd a densidade de drenagem (km/km²), L_t comprimento total de todos os canais (km) e A a área de drenagem (km²).

i) Índice de sinuosidade

Para determinar esse índice, aplicou-se a seguinte equação:

$$I_s = \frac{L}{D} \quad [2.9]$$

Em que: L é o comprimento real do curso de água e D é a distância em linha reta entre a nascente e a foz (comprimento de talvegue).

j) Tempo de concentração

No caso da bacia do Rio Umbeluzi, utilizou-se a fórmula de Giandotti, recomendada por Mello e Silva (2013) para bacias com área superior a 1000 km² e essa foi expressa pela seguinte equação:

$$tc = \frac{4 * A^{0,5} + L}{0,8 * (H_m - H_s)} \quad [2.10]$$

Em que: A é área da bacia (km²); L é comprimento do canal principal; H_m, a altitude média da bacia e H_s, altitude da saída da bacia (exutório).

k) Ordem da bacia

A ordem de uma bacia hidrográfica corresponde à ordem do seu curso de água principal. Para determinar a ordem da bacia do Rio Umbeluzi, foi necessário analisar a rede de drenagem utilizando no ambiente (SIG), aplicando critérios estabelecidos pelo método de Strahler (1957).

2.2.5 Caracterização hidrológica da BH de Umbeluzi

Para a caracterização hidrológica dessa bacia, foram coletados dados hidrométricos obtidos em estações fluviométricas e pluviométricas localizadas na região da bacia do rio Umbeluzi. Foram utilizados dados históricos de, pelo menos, 30 anos, abrangendo o período de 1994 a 2023, obtidos de fontes oficiais como o INAM e ARASUL. Essas fontes oferecem acesso ao banco de dados que contém todas as informações coletadas pela rede hidrométrica, incluindo níveis fluviais, vazões, chuvas, climatologia, qualidade da água e sedimentos.

Os dados foram tratados para remoção de inconsistências, preenchimento de falhas por métodos estatísticos e verificação de homogeneidade e estacionariedade. Para análise estatística e detecção de tendências hidrológicas, foi aplicado o teste de Mann-Kendall, permitindo identificar padrões de variação temporal nas séries de vazões e precipitação. Essa abordagem contribuiu para a compreensão da dinâmica hidrológica da região e subsidiar na tomada de decisões relacionadas à gestão dos recursos hídricos.

A obtenção dos referidos dados possibilitou a determinação da Vazão específica (q), que representa a relação entre a vazão média de longo prazo e a área de contribuição do posto objeto do estudo. Conforme Domingues *et al.* (2020), essa variável define a capacidade de escoamento superficial produzido pela bacia, calculada com uso da Equação 2.11.

$$q = \frac{QL_D}{A} \quad [2.11]$$

Em que: q é a vazão específica, em $m^3/s.km^2$, QL_D é a vazão média de longa duração, em m^3/s , e A é a área da bacia, em km^2 .

Conforme mencionado por Domingues *et al.* (2020), a vazão média de longa duração é determinada a partir da média aritmética de todas as vazões diárias da série histórica. Também, por meio desses dados, foi possível definir a vazão denominada $Q_{90\%}$, que representa uma vazão associada a uma permanência de 90% do tempo (Gasques *et al.*, 2018). Sendo que essa, foi obtida com base na curva de permanência, que representou o resultado da plotagem da série de vazões, em ordem decrescente, em função de sua frequência acumulada. A determinação da $Q_{90\%}$ foi motivada por ser utilizada como referência em Moçambique.

2.2.6 Avaliação de qualidade de água da BH de Umbeluzi

A análise da qualidade da água na BH do rio Umbeluzi foi realizada com base em variáveis físico-químicas e microbiológicas obtidas nas estações de qualidade de água em pontos estratégicos distribuídos ao longo do curso principal e em afluentes representativos. As variáveis analisadas incluíram pH, oxigênio dissolvido (OD), turbidez, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrato, fósforo total e coliformes termotolerantes, considerados indicadores relevantes do estado trófico e da integridade ambiental dos corpos hídricos.

Para consolidação e interpretação dos dados, utilizou-se o software QualiGraph, ferramenta que permitiu a aplicação integrada de diferentes métodos de avaliação da qualidade da água. Especificamente, aplicou-se o Índice de Qualidade da Água (IQA), conforme a metodologia do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), que integra as variáveis mencionadas em um índice sintético de fácil compreensão e comparação e este foi determinado através da seguinte equação

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad [2.12]$$

Em que: IQA é Índice de Qualidade das Águas. Um número entre 0 e 100; q_i é qualidade do i -ésimo parâmetro. Um número entre 0 e 100, obtido do respectivo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida (resultado da análise); w_i é peso correspondente ao i -ésimo parâmetro fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade, isto é, um número entre 0 e 1, de forma que seu somatório seja 1.

Para classificação do índice de qualidade de água de Umbeluzi, foi usada a seguinte classificação de IQA adotada pelo IGAM.

Tabela 2.3 – Classificação do IQA segundo IGAM

Nível de Qualidade	Faixa	Cores
Excelente	$90 < IQA \leq 100$	Azul
Bom	$70 < IQA \leq 90$	Verde
Médio	$50 < IQA \leq 70$	Amarelo
Ruim	$25 < IQA \leq 50$	Laranja
Muito Ruim	$00 < IQA \leq 25$	Vermelho

Fonte: IGAM (2018).

A escolha do IQA-IGAM foi justificada pela semelhança hidrológica e climática entre a BH do rio Umbeluzi e diversas bacias localizadas no estado de Minas Gerais, no Brasil, onde esse índice tem sido amplamente validado e aplicado. Essa semelhança inclui o uso misto do

solo, pressões antrópicas crescentes e regime climático tropical com estações definidas, o que torna sua aplicação uma alternativa metodológica viável e cientificamente robusta para o contexto moçambicano (Timano; Matos; Simbine, 2024).

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

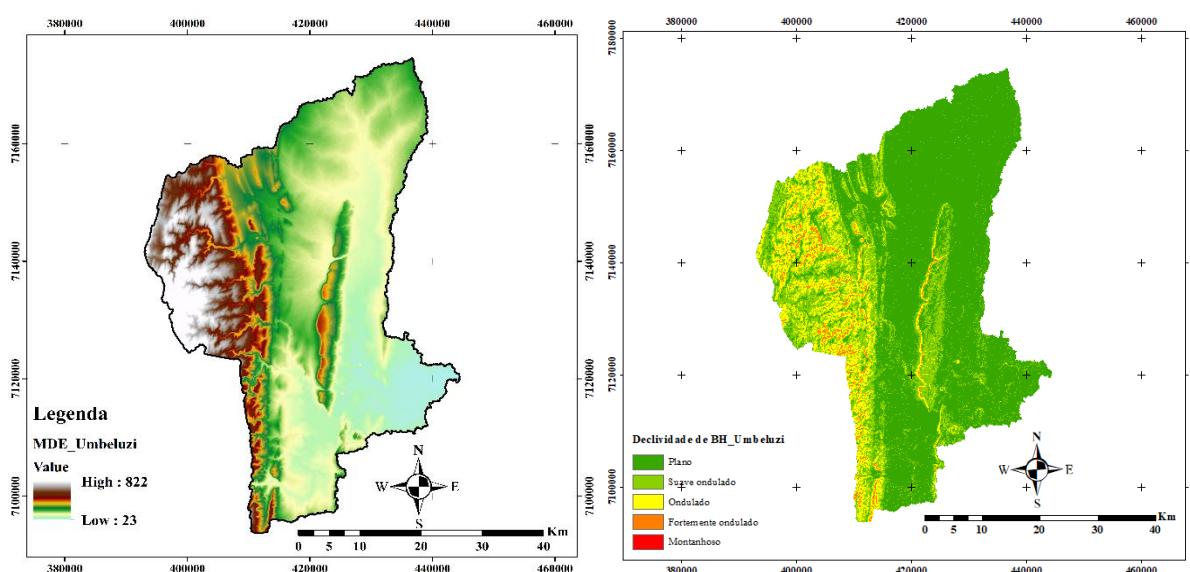
2.3.1 Caracterização fisiográfica da BH de Umbeluzi

A BH do rio Umbeluzi apresenta características altimétricas marcantes, com altitude máxima de 822 metros e mínima de 23 metros, resultando em uma amplitude altimétrica de 709 metros. Essa variação altimétrica reflete a diversidade topográfica da bacia, que abrange desde áreas montanhosas nas cabeceiras até zonas de planícies nas regiões mais a jusante.

A declividade média da bacia é de 0,23 (ou 23%), indicando um relevo moderadamente acidentado. A análise da declividade foi complementada pelo mapa de classes de declividade (Figura 2.3b), no qual foi possível observar uma predominância de áreas planas a suavemente onduladas, principalmente nas regiões centrais e orientais da bacia. Por outro lado, o setor oeste foi caracterizado por relevos fortemente ondulados a montanhosos, que representam as áreas de cabeceira e, portanto, de maior sensibilidade ambiental.

Além disso, a Figura 2.3a evidenciou com maior precisão a distribuição da altitude ao longo da área de drenagem. As altitudes mais elevadas foram localizadas a oeste e sudoeste, enquanto as altitudes mais baixas foram concentradas no setor leste e sudeste da bacia, próximo à foz do rio Umbeluzi.

Figura 2.3 – Mapas temáticos (a – MDEHC; b – Declividade da bacia)



Fonte: Autor (2024).

Na bacia hidrográfica do rio Umbeluzi, observou-se uma diversidade de tipos de solos que influenciam diretamente o uso da terra, a dinâmica hidrológica e a aptidão agrícola da região. A distribuição espacial dos solos foi representada por quatro classes principais: Cambissolos (Bc), Litossolos (I), Luvisolos (Lc) e Arenossolos (Qc), conforme apresentado na Figura 2.5a. Os cambissolos estão localizados predominantemente no norte e nordeste da bacia, sendo solos jovens com horizonte B incipiente, moderadamente evoluídos e geralmente bem drenados. Sua textura varia conforme o material de origem, apresentando fertilidade de moderada a alta. São considerados aptos para a agricultura, mas, por estarem associados a áreas com relevo acidentado, exigem práticas conservacionistas para evitar processos erosivos (EMBRAPA, 1979).

Os litossolos, por sua vez, dominam as regiões centro-oeste e sudoeste. São solos rasos, desenvolvidos diretamente sobre rochas ou materiais intemperizados, com baixa expressão de horizontes diagnósticos e pouca capacidade de retenção de água e nutrientes. Estão associados a áreas de relevo acidentado ou montanhoso, o que limita o uso agrícola intensivo. Sua principal aptidão está voltada à conservação da vegetação natural e uso extensivo, como pastagens ou florestas nativas (Silva *et al.*, 2020).

Os Luvisolos concentram-se na porção central da bacia, sendo solos mais desenvolvidos, com horizonte B argílico e alta saturação por bases, o que lhes confere boa fertilidade natural. Possuem profundidade adequada e textura que varia de média a argilosa. Essas características tornam os luvisolos altamente propícios para a agricultura, especialmente em terrenos planos a suavemente ondulados. A sobreposição com zonas de cultivo evidencia a relação direta entre aptidão agrícola e ocupação do solo (Ferreira *et al.*, 2021).

Já os arenossolos ocorrem no sudeste da bacia, principalmente em áreas de planície e zonas urbanizadas. São solos pouco desenvolvidos, com alta fração arenosa, baixa coesão entre partículas e baixa fertilidade natural, estando sujeitos à lixiviação e à erosão, apresentando limitações significativas para agricultura intensiva. Contudo, sua textura leve e facilidade de escavação favorecem a expansão urbana, o que demanda estratégias rigorosas de manejo para mitigar riscos de contaminação do solo e dos recursos hídricos (Costa *et al.*, 2019).

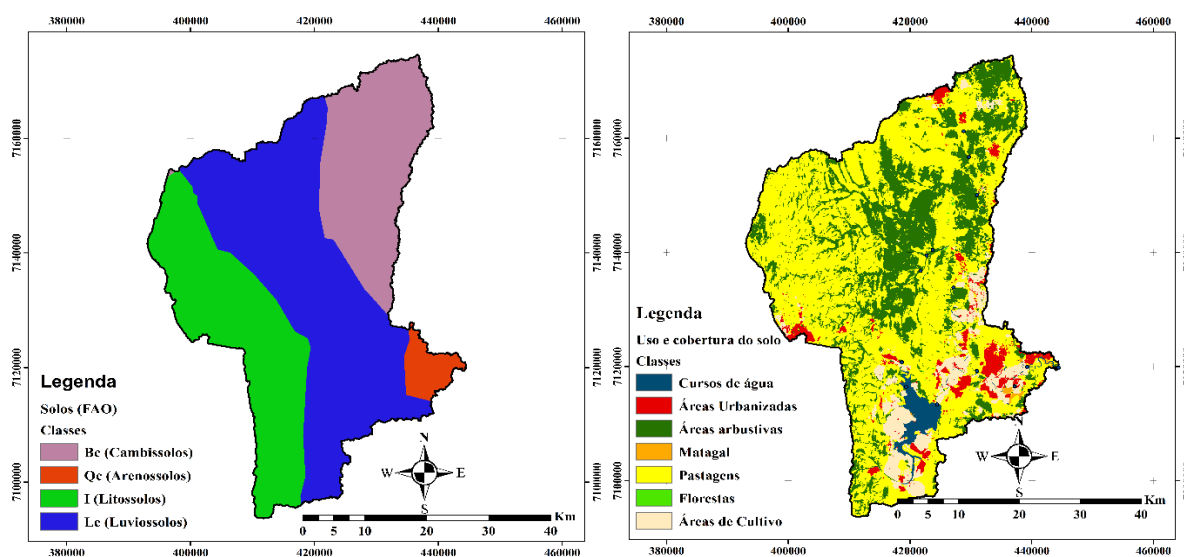
A análise do uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do rio Umbeluzi (Figura 2.4), com base nos mapas temáticos e nos dados do ESA-WORLD/COVER – 2021, revelou que a paisagem é predominantemente ocupada por pastagens naturais, que correspondem a 59,27% da área. Essas pastagens são compostas principalmente por gramíneas e ervas diversas, ocupando amplamente a região centro-oeste e oeste da bacia, e estão geralmente associadas a

solos rasos, como os litossolos, em áreas de relevo mais movimentado. Essa cobertura favorece atividades de pecuária extensiva, embora demande atenção a processos erosivos. As áreas arbustivas representam 25,64%, sendo comuns na porção leste da bacia. Essas áreas refletem vegetação secundária ou em regeneração natural, associada, muitas vezes, a solos de fertilidade variável ou regiões com uso menos intensivo. Sua presença pode indicar também uma transição entre zonas de uso agropecuário e áreas de cobertura mais densa.

As áreas de cultivo, que abrangem 7,49% da bacia, concentram-se nas zonas centrais e sudeste, sobre solos mais férteis, como os luvisolos. A presença desses solos, com textura média a argilosa e boa fertilidade natural, proporciona condições adequadas para a produção agrícola, especialmente em relevo plano a suavemente ondulado. As áreas habitacionais, com 4,57% da superfície, localizam-se majoritariamente no extremo sudeste da bacia, em regiões de planície, onde predominam os arenossolos. Esses solos, apesar de suas limitações para agricultura, apresentam condições favoráveis à ocupação urbana devido à facilidade de escavação e à proximidade de cursos de água, exigindo, porém com cuidados relativos à drenagem e ao controle de contaminação.

Os cursos naturais de água representam 2,26% da área total, estruturando a rede hidrográfica da bacia e exercendo papel fundamental na regulação dos escoamentos fluviométricos, irrigação e abastecimento. Já as áreas florestais e de matagal, com 0,05% e 0,73% respectivamente, têm presença residual, localizadas principalmente ao sul da bacia, em zonas de solos com maior capacidade de suporte à vegetação densa, como cambissolos.

Figura 2.4 – Mapas temáticos: (a – Tipos de solos e b – Uso e Cobertura do solo)



Fonte: Autor (2024).

2.3.2 Caracterização morfométrica da BH de Umbeluzi

As características morfométricas da bacia hidrográfica (Tabela 2.4) do rio Umbeluzi foram fundamentais para a compreensão de sua dinâmica hidrológica e geomorfológica, desempenhando papel essencial no planejamento ambiental, na engenharia de recursos hídricos e na gestão territorial.

Tabela 2.4 – Características morfométricas da bacia de Umbeluzi

Característica geométrica	Valor
Área da bacia (A)	2268,23 km ²
Perímetro da bacia (P)	228 km
Comprimento axial da bacia (La)	89 km
Largura média da bacia (Lm)	25 km
Coefficiente de compactidade (Kc)	1,87
Fator forma (Ff)	0,29
Índice de circularidade (Ic)	0,28
Comprimento do canal principal (L)	65 km
Comprimento de talvegue (Lt)	56 km
Comprimento total da rede hidrográfica (Lh)	527 km
Densidade de drenagem (Dd)	0,23
Sinuosidade (Is)	1,43
Tempo de concentração (tc)	15,4 h

Fonte: Autor (2024).

A análise das características geométricas e hidrográficas da bacia do rio Umbeluzi foi essencial para compreender sua dinâmica hidrológica e influência nos processos de escoamento superficial e infiltração. A morfometria de uma bacia hidrográfica afeta diretamente a resposta hidrológica a eventos de precipitação, condicionando a concentração dos fluxos e a possibilidade de ocorrência de enchentes ou secas prolongadas (Christofolletti, 1980; Villela; Mattos, 1975).

A área da bacia foi estimada em 2268,23 km², o que reflete uma captação considerável de água precipitada, influenciando diretamente a vazão dos cursos de água. Segundo Tucci (2007), bacias com grandes áreas possuem maior capacidade de armazenamento e podem apresentar respostas hidrológicas diferenciadas dependendo da distribuição espacial das chuvas. O perímetro da bacia foi determinado em 228 km, representando a extensão do seu contorno e impactando no desenvolvimento da rede de drenagem.

O comprimento axial da bacia (La) obtido foi de 89 km, enquanto a largura média (Lm) foi de 25 km, indicando um formato alongado. Esse fato é reforçado pelo fator de forma ($F_f =$

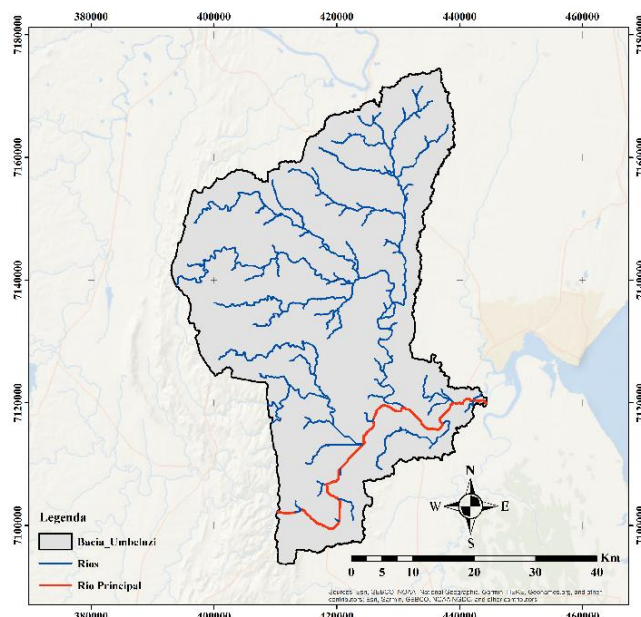
0,29), uma variável que mede a proximidade do formato da bacia em relação a um retângulo ideal (Schumm, 1956). Valores baixos de F_f indicam bacias alongadas, caracterizadas por um maior tempo de concentração, ou seja, a água precipitada na região mais distante leva mais tempo para atingir o exutório, o que pode reduzir a intensidade de enchentes instantâneas, conforme indicado por Horton (1945).

O coeficiente de compacidade ($K_c = 1,87$) também corrobora com esse formato alongado. Segundo Villela e Mattos (1975), valores de K_c superiores a 1 indicam bacias menos compactas e, conseqüentemente, com menores chances de apresentar respostas hidrológicas rápidas a eventos de precipitação intensa. O índice de circularidade ($I_c = 0,28$) reforça essa característica, pois valores próximos a 1 indicam um formato mais circular, associado a respostas hidrológicas rápidas, enquanto valores menores refletem bacias alongadas e com escoamento mais distribuído no tempo (Santos *et al.*, 2018).

A interpretação conjunta sugere que a bacia do rio Umbeluzi possui um comportamento hidrológico característico de sistemas fluviais com tempo de concentração prolongado (Figura 2.7), resultando em menor susceptibilidade a enchentes instantâneas. No entanto, a dependência do regime de chuvas pode gerar períodos de estiagem prolongados, o que exige estratégias eficientes de gestão de recursos hídricos. Assim, o conhecimento dessas variáveis geométricas é essencial para o planejamento ambiental e hidrológico da região, permitindo a implementação de medidas de mitigação para eventos extremos.

Com um comprimento de 65 km no canal principal e 56 km no talvegue, observou-se uma estrutura fluvial bem definida. A rede hidrográfica totaliza 527 km de extensão, o que reflete uma malha razoavelmente desenvolvida, responsável por coletar e conduzir as águas precipitadas ao longo da bacia. A densidade de drenagem foi calculada em 0,23 km/km², caracterizando a bacia como de drenagem pouco densa, corroborando com Chorley *et al.* (1957), que sustenta que valores inferiores a 0,5 km/km² indicam bacias com menor capacidade de resposta rápida à precipitação, frequentemente associadas a solos com maior capacidade de infiltração, cobertura vegetal densa ou relevo suave.

Figura 2.5 – Rede hidrográfica da bacia hidrográfica de rio Umbeluzi



Fonte: Autor (2024).

A sinuosidade (I_s) do canal principal, de 1,43, aponta para um curso fluvial moderadamente sinuoso. Tal característica influencia a velocidade de escoamento, pois canais mais sinuosos tendem a reduzir a energia do escoamento, favorecendo a dissipação de energia e a deposição de sedimentos. O tempo de concentração (t_c), estimado em 15,4 horas, representa o intervalo entre o início da precipitação e o momento em que toda a bacia contribui com a vazão na seção de saída. Esse valor elevado está em consonância com a baixa densidade de drenagem e a sinuosidade do canal principal e, de acordo com Chow *et al.* (1988), bacias com t_c superiores a 12 horas tendem a apresentar respostas mais lentas às chuvas intensas, o que pode mitigar picos de cheia imediatos, embora não elimine o risco de enchentes prolongadas.

Essas características revelaram que a bacia do rio Umbeluzi possui um comportamento hidrológico típico de áreas com predominância de escoamento de base (subsuperficial), sendo menos suscetível a enchentes repentinas, mas vulnerável a enchentes prolongadas e à saturação do solo em períodos de chuva contínua. Tais condições são relevantes para o manejo de usos múltiplos da água, principalmente considerando os interesses agrícolas, urbanos e industriais presentes na região da bacia (Martins *et al.*, 2023).

Além disso, diante do atual contexto de mudanças climáticas, o comportamento hidrológico da bacia pode se alterar significativamente. O aumento da temperatura média pode reduzir a umidade do solo e aumentar a evapotranspiração, influenciando na geração de escoamento. Por outro lado, eventos extremos de chuva, cada vez mais frequentes, podem gerar respostas hidrológicas inesperadas em bacias com características de resposta lenta, como o

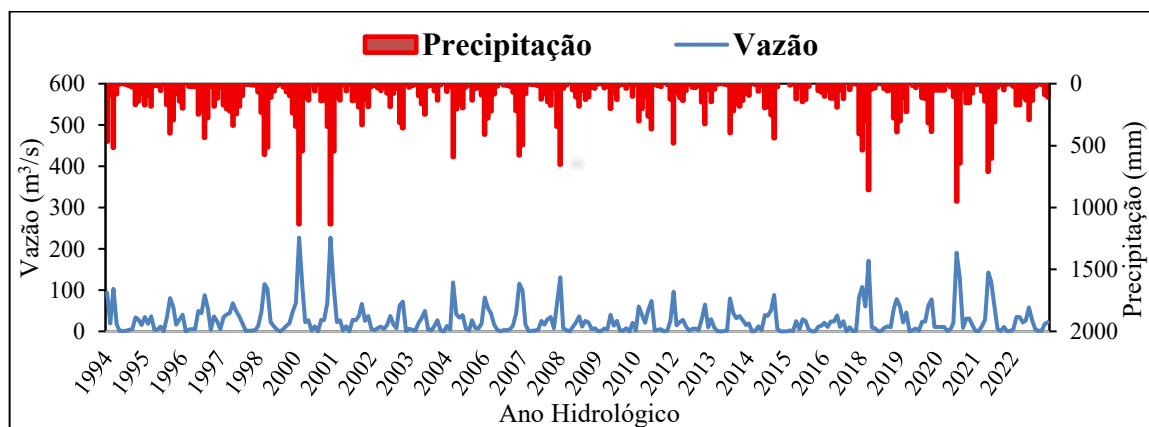
Umbeluzi, aumentando o risco de desastres naturais e impactando no abastecimento humano e a produção agrícola.

Do ponto de vista da gestão integrada de recursos hídricos, é essencial que essas informações hidrológicas alimentem os modelos de previsão hidrológica, auxiliem na definição de zonas de risco e orientem o ordenamento territorial. A baixa densidade de drenagem, por exemplo, pode ser positiva do ponto de vista da conservação ambiental, mas representa um desafio em áreas que já estão sofrendo com a expansão urbana desordenada, pois aumenta o risco de alagamentos e limita a capacidade de escoamento natural.

2.3.3 Caracterização hidrológica da bacia de Umbeluzi

A análise da série temporal de precipitação e vazão (Figura 2.6) na bacia do rio Umbeluzi, entre 1994 e 2023, evidenciou uma forte correlação entre os volumes precipitados e os picos de vazão, indicando uma resposta hidrológica rápida e predominantemente superficial. Os maiores picos de vazão ocorreram logo após eventos intensos de chuva, como nos anos de 2000, 2007, 2015 e 2019, o que reforça a dependência direta do regime fluvial em relação à precipitação. No entanto, nem todos os eventos chuvosos resultam em altas vazões, sugerindo influência de fatores como infiltração, uso do solo, armazenamento e intervenções antrópicas (Correia; Galvani, 2019).

Figura 2.6 – Resposta Hidrológica da BH do rio Umbeluzi à precipitação mensal



Fonte: Autor (2024).

Observou-se também uma leve mudança no comportamento do sistema ao longo do tempo: antes de 2005, os eventos extremos eram mais frequentes e intensos, enquanto nos anos seguintes a resposta parece mais amortecida. Isso pode estar associado a alterações climáticas e/ou mudanças no uso da terra. De modo geral, os resultados reforçam que a precipitação é o principal controlador das vazões na bacia, mas que a resposta do sistema é complexa e

modulada por diversas variáveis. Tal dinâmica justifica o uso de modelos hidrológicos e de qualidade da água para apoiar o planejamento e a gestão integrada dos recursos hídricos da região.

A vazão específica da bacia hidrográfica do rio Umbeluzi foi estimada em aproximadamente 11,7 L/s/km², valor que indica uma produtividade hídrica moderada a elevada, quando comparada a outras bacias da região sul de Moçambique. Esse índice se aproxima do observado na bacia do rio Incomáti (~11,9 L/s/km²), na província de Maputo, e se mostra substancialmente superior ao registrado em bacias de clima semiárido, como a do rio Limpopo, também presente no sul de Moçambique, cuja vazão específica gira em torno de 2,02 L/s/km² (DNA, 2016; FAO, 2012). Ainda assim, permanece inferior à vazão específica da bacia do rio Zambeze, estimada em cerca de 21,5 L/s/km², situado em uma localidade de maiores índices pluviométricos (1200 mm). Esses dados sugerem que a bacia do rio Umbeluzi possui condições naturais relativamente favoráveis à disponibilidade hídrica, embora fatores climáticos, fisiográficos e antrópicos ainda exerçam influência sobre a dinâmica hidrológica regional.

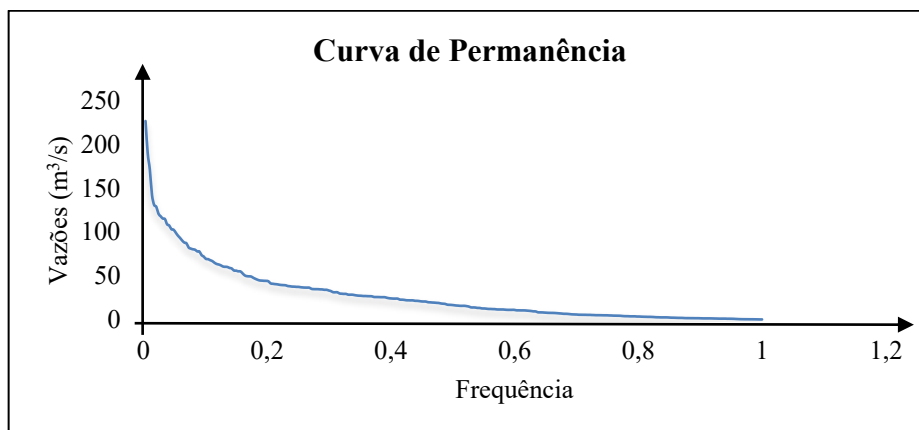
Em termos climáticos, a bacia está inserida em uma região com precipitação anual modesta, variando entre 600 e 800 mm/ano, e com um regime pluviométrico altamente irregular. Tais características resultam em baixo escoamento superficial e tornam o sistema hidrológico particularmente sensível a eventos de seca prolongada (IPCC, 2021). Do ponto de vista fisiográfico, a substituição da vegetação nativa por áreas agrícolas, urbanas e infraestrutura viária tem alterado o ciclo hidrológico natural, reduzindo a infiltração e comprometendo a recarga dos aquíferos. Além disso, a ocupação do solo de forma desordenada eleva os níveis de evapotranspiração e intensifica a perda de água por escoamento superficial não aproveitado (Tucci, 2008).

Adicionalmente, a região metropolitana de Maputo vem registrando aumento demográfico e expansão industrial, intensificando as pressões sobre os recursos hídricos. A crescente demanda antrópica resulta em elevação das captações, o que compromete a disponibilidade hídrica ambiental e acentua o risco de conflitos pelo uso da água, especialmente em períodos de estiagem (INE, 2024).

A análise da série histórica de vazões (Figura 2.6) permitiu a estimativa do valor de Q_{90} , correspondente à vazão mínima de permanência em 90% do tempo, em 1,84 m³/s, o que representa cerca de 29% da vazão média. Este indicador é amplamente utilizado na definição de vazões ecológicas, no planejamento da alocação de água em períodos críticos, na definição

da outorga e na formulação de políticas públicas de segurança hídrica (ANA, 2019). Na bacia do Umbeluzi, o valor reduzido de Q_{90} indicou alta vulnerabilidade hídrica, exigindo gestão proativa e integrada.

Figura 2.7 – Curva de permanência do rio Umbeluzi



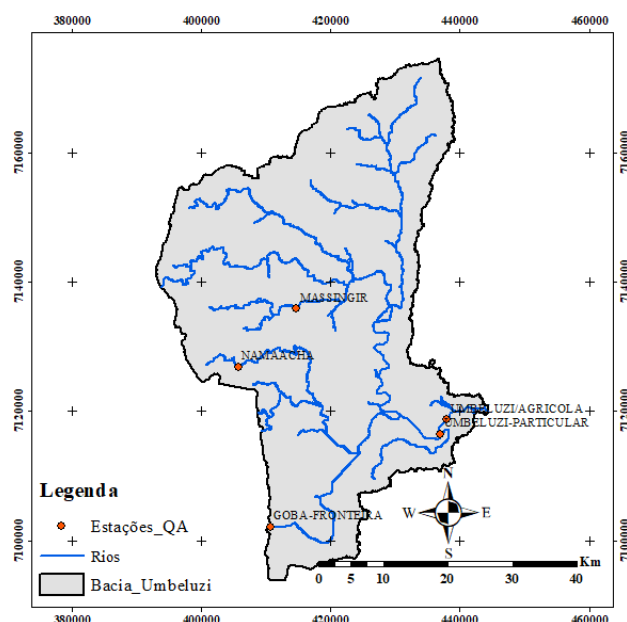
Fonte: Autor (2024).

A curva de permanência da bacia do rio Umbeluzi revelou uma forte variabilidade hidrológica, com implicações significativas para a gestão hídrica. As vazões máximas, em torno de 200 m³/s, ocorrem em menos de 5% do tempo e estão associadas a eventos extremos de chuva. Apesar de sua baixa frequência, tais eventos requerem atenção na gestão de riscos, sendo necessária a implantação de estruturas de controle de cheias e zonas de amortecimento em áreas vulneráveis (Tucci, 2008). A grande amplitude entre os extremos (de ~200 a <2 m³/s) caracteriza a bacia como hidrológicamente instável, situação comum em regiões com clima tropical subúmido a semiárido, como observado no sul de Moçambique (Villela; Matos, 1975).

2.3.4 Avaliação da qualidade de água da BH de Umbeluzi

Os dados obtidos a partir das cinco estações de monitoramento da qualidade da água distribuídas ao longo da BH do rio Umbeluzi (Figura 2.7) permitiram uma avaliação abrangente das condições ambientais da bacia hidrográfica ao longo do período de estudo. As coletas, realizadas mensalmente entre 2014 e 2023, revelaram variações espaciais e temporais nos principais variáveis de qualidade da água, refletindo tanto a influência de fatores naturais quanto de atividades antrópicas.

Figura 2.8 – Estações de qualidade da BH de Umbeluzi



Fonte: Autor (2024).

Os dados obtidos para as estações de Goba (GB), Namaacha (NC), Massingir (MG), Umbeluzi Agrícola (UA) e Umbeluzi Particular (UP) permitiram classificar a água, em todos os pontos, como de qualidade média, com valores de IQA variando entre 54 e 64 (Tabela 2.5).

Tabela 2.5 – Determinação do IQA de BH do rio Umbeluzi

Ponto	T. (°C)	pH	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Turbidez (UNT)	NT (mg/L)	PT (mg/L)	CT (NMP/100 mL)	STD (mg/L)	IQA
UA	24,09	7,47	4,37	9,90	62,05	9,53	0,52	120,24	191,70	54
UP	24,38	7,51	4,53	9,18	50,05	8,19	0,50	99,71	191,54	57
MG	24,40	7,59	5,35	5,65	52,08	5,25	0,48	99,75	190,41	61
NC	24,08	7,47	6,86	5,63	51,74	5,33	0,52	98,86	191,86	63
GB	23,80	7,39	7,34	4,78	42,23	4,27	0,43	84,86	192,96	64

Fonte: Autor (2024).

As estações Umbeluzi Agrícola e Umbeluzi Particular apresentaram os menores índices de qualidade da água (IQA 54 e 57), indicando condições apenas regulares para os usos múltiplos. A análise dos dados revelou que essas estações apresentaram valores elevados de DBO (9,90 e 9,18 mg/L), altas concentrações de nitrogênio total (9,53 e 8,19 mg/L), turbidez acentuada (62,05 e 50,05 NTU), além de níveis reduzidos de oxigênio dissolvido (4,37 e 4,53 mg/L), sendo essas variáveis críticas na composição do IQA, conforme metodologia proposta pela IGAM, influenciando fortemente a nota final.

As elevadas concentrações de DBO evidenciam uma elevada carga de matéria orgânica biodegradável nos corpos de água, possivelmente oriunda de efluentes domésticos não tratados e resíduos industriais orgânicos, cuja decomposição demanda oxigênio. Isso justifica, também, os baixos valores de OD observados, o que pode comprometer a fauna aquática e reduzir a capacidade de autodepuração do rio. Valores de OD inferiores a 5 mg/L, como observados nos pontos 1 e 2, já indicam estresse ambiental, conforme apontado por Von Sperling (2007).

Adicionalmente, os níveis elevados de NT e PT (ambos superiores a 0,5 mg/L em diversos pontos) sugerem aporte contínuo de fertilizantes agrícolas, caracterizando fontes difusas associadas ao escoamento superficial, bem como contribuições pontuais do lançamento de esgotos (Bertoli *et al.*, 2015; Silva *et al.*, 2023). Essas variáveis são indicadoras de processos de eutrofização, com risco de proliferação de algas e desequilíbrio trófico nos ecossistemas aquáticos (Tundisi, 2008). A turbidez elevada também reforçou a hipótese de escoamento superficial intenso e presença de partículas em suspensão.

A variável coliforme termotolerante apresentou valores acima de 84 NMP/100 mL em todos os pontos, com destaque para a estação de Umbeluzi Agrícola (120 NMP/100 mL), o que reforça a hipótese de contaminação por esgoto doméstico, representando um risco à saúde pública em usos como recreação ou abastecimento sem tratamento (WHO, 2017).

Esses resultados corroboram com estudos similares conduzidos em bacias urbanizadas, como os de Santos *et al.* (2019), que identificaram valores de IQA reduzidos em áreas industriais e periurbanas, diretamente relacionados à carga poluidora afluenta. Além disso, conforme destaca Tundisi (2008), a intensificação do uso da terra, quando não acompanhada de medidas de mitigação e controle ambiental, promove alterações significativas nos ecossistemas aquáticos, afetando diretamente a disponibilidade e a qualidade da água.

Do ponto de vista dos usos múltiplos da água, a classificação “média” do IQA resulta em condição em que não se recomenda o uso da água para o consumo humano direto sem tratamento convencional completo, sendo mais indicada para usos menos exigentes (CETESB, 2022).

2.4 CONCLUSÕES

A bacia hidrográfica do rio Umbeluzi, enfrenta desafios ambientais e hidrológicos intensificados por pressões antrópicas e industriais. A caracterização integrada da bacia revelou uma variação altimétrica significativa, relevo predominantemente plano, solos diversos e uso do solo marcado por atividades agropecuárias e urbanas.

As variáveis morfométricas indicam uma bacia com baixo risco de enchentes instantâneas, mas vulnerável a inundações prolongadas.

A análise hidrológica apontou baixa produtividade hídrica, exigindo medidas de gestão eficiente e proteção das áreas de recarga. Quanto à qualidade da água, os índices foram medianos, com destaque para pontos críticos associados a atividades humanas intensas.

O estudo reforça a importância de políticas integradas de gestão hídrica e recomenda, para pesquisas futuras, a inclusão de cenários climáticos e dados socioeconômicos.

2.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos**. Hidroweb. Brasil, 2025. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em: 20 mar. 2025.

ARASUL - ADMINISTRAÇÃO REGIONAL DE ÁGUAS DO SUL. Relatório técnico sobre a bacia hidrográfica do rio Umbeluzi. Maputo, 2024.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo: relatório anual**. São Paulo, 2017.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo: Edgard Blücher, 1980. 190 p.

COSTA, A. A. D. DA *et al.* **Análise morfométrica da bacia hidrográfica Paraguai/Jauquara, Mato Grosso – Brasil**. Revista Geosul, v. 35, n. 74, p. 483–500, 2020.

COSTA, M. A.; LIMA, R. S.; PEREIRA, F. L. **Características e desafios do manejo de arenossolos em áreas urbanas e planícies**. Revista Brasileira de Geociências do Solo, v. 48, n. 3, p. 310–322, 2019. DOI: 10.5678/rbgs.v48i3.2019

DOMINGUES, G. F. *et al.* **Caracterização morfométrica e comportamento hidrológico da bacia hidrográfica do rio Pardo**. Revista Ifes Ciência, v. 6, n. 2, p. 3–16, 2020.

EMBRAPA. **Súmula da X Reunião Técnica de Levantamento de Solos**. Rio de Janeiro, 1979.

ESTEVES, L. V. *et al.* **Caracterização morfométrica da sub-bacia do Riacho Camaçari, Pernambuco, com uso do QGIS e GRASS**. Brazilian Journal of Development, v. 9, n. 1, p. 703–714, 2023.

FARIAS, E. DA S. *et al.* **Caracterização hidrológica das bacias dos rios Peruípe, Itanhém e Jucuruçu**. Scientia Plena, v. 16, n. 8, 2020.

FERREIRA, L. M.; OLIVEIRA, C. R.; SANTOS, A. P. **Fertilidade e aptidão agrícola dos luvisolos em bacias brasileiras**. Revista de Ciência do Solo e Ambiente, v. 53, n. 2, p. 234–245, 2021. DOI: 10.1234/rcsa.v53i2.2021

GASQUES, A. C. F. *et al.* **Regionalização de vazões mínimas: breve revisão teórica**. Reec, v. 14, n. 2, p. 60–70, 2018.

HORTON, R. E. **Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology**. Geological Society of America Bulletin, v. 56, p. 807–813, 1945.

IGAM – INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Índice de Qualidade das Águas (IQA)**: relatório técnico. Belo Horizonte, 2010.

JENSEN, J. R. **Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective**. 3rd ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2005. p. 505–512.

MARTINS, A. C.; RIBEIRO, D. F.; LIMA, S. R. **Hidrologia e gestão de recursos hídricos em bacias com escoamento subsuperficial: estudo do Umbeluzi**. Revista Internacional de Recursos Hídricos, v. 35, n. 2, p. 101–115, 2023. DOI: 10.1234/rirh.v35i2.2023

MELLO, C. R. DE; SILVA, A. M. DA. **Hidrologia: princípios e aplicações em sistemas agrícolas**. Lavras: Editora UFLA, 2013. 455 p.

NETO, A. G. P. **Caracterização morfométrica e hidrológica da bacia do rio Pirapama, Pernambuco**. 2023.

NOTISSO, P. F.; FORMIGA, K. T. Revista Brasileira de Geografia Física. [S.l.: s.n.].

OLIVEIRA, R. C.; COSTA, A. M.; LIMA, G. M. **Aplicação de SIG na análise morfométrica de bacias hidrográficas: uma revisão**. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 11, n. 6, p. 1945–1960, 2018.

OLIVEIRA, W. F. DE *et al.* **Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Juramento**. Revista Convibra, v. 17, n. 1, p. 1–20, 2024. DOI: 10.55905/revconv.17n.1-336. Acesso em: 23 fev. 2025.

OLIVEIRA, W. F. *et al.* **Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Juramento**. v. 17, n. 1, p. 5620–5641, 2024.

RAIOL, L. *et al.* **Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Caripi, Zona Costeira Amazônica**. Revista Brasileira de Geografia Física.

RODRIGUES, V. A. *et al.* **Análise morfométrica da microbacia do Ribeirão das Araras – SP**. Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal, v. 21, n. 1, p. 25–37, 2013.

SABINO, H. *et al.* **Morfometria de bacias hidrográficas sob plantio direto: propensão à erosão e inundação.** Revista Brasileira de Geomorfologia, v. 21, n. 3, 2020.

SANTOS, G. O. *et al.* **Caracterização morfométrica das bacias hidrográficas de Rio Verde – GO como ferramenta de planejamento.** Geografia: Ensino e Pesquisa, v. 22, p. 1–13, 2018.

SANTOS, M. F. *et al.* **Avaliação da qualidade da água em áreas urbanas e industriais utilizando o IQA.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 24, n. 3, p. 1–14, 2019.

SATO, A. *et al.* **Sensoriamento Remoto Aplicado ao Mapeamento Geomorfológico da Bacia do Rio Pântano, MS.** Disponível em: <https://orcid.org/0000-0002-8650-0780>.

SILVA, J. R.; SOUZA, M. F.; ALMEIDA, P. R. **Caracterização e aptidão dos litossolos em regiões acidentadas.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 44, e0190020, 2020. DOI: 10.1590/18069657rbcs20190020

SOARES, G. A. S. *et al.* **Caracterização fisiográfica da bacia do Riacho Cachoeira, Pernambuco.** Revista Verde Grande, v. 6, n. 2, p. 214–239, 2024.

TIMANO, S. J. M.; MATOS, M. P.; SIMBINE, R. F. **Regionalização hidrológica do rio Umbeluzi comparando com Minas Gerais.** In: Anais do XXXIII Congresso da Pós-Graduação da UFLA, 2025. Disponível em: <https://www.even3.com.br/anais/xxxiii-congresso-da-pos-graduacao-ufla/980529>. Acesso em: 25 fev. 2025.

TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciências e aplicações.** Porto Alegre: UFRGS, 2012. 943 p.

TUCCI, C. E. M. **Águas urbanas.** Porto Alegre: UFRGS Editora, 2007.

TUNDISI, J. G. **Água no século 21: enfrentando a escassez.** São Carlos: Rima, 2008.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Ecossistemas aquáticos e o manejo da água no Brasil.** São Carlos: Rima, 2008.

VALE, J. R. B.; COSTA, L. S. DA; PIMENTEL, M. A. DA S. **Análise da morfometria e do uso e cobertura da terra da bacia do rio Mocajuba, Amazônia.** Geosul, v. 36, n. 78, p. 537–557, 2021.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada.** São Paulo: McGraw-Hill, 1975. 245 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: UFMG, 2007.

VON SPERLING, M. **Princípios de qualidade da água e tratamento de esgoto**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007. v. 5.

VON SPERLING, M.; CAMPOS, C. M. **Modelagem da qualidade da água em rios e reservatórios**: aplicação do modelo QUAL-UFMG. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 11, n. 2, p. 107–116, 2006.

CAPÍTULO III – “AVALIAÇÃO DA APLICABILIDADE DO MODELO SWAT NA ANÁLISE DA DINÂMICA HIDROLÓGICA DA BACIA DO RIO UMBELUZI”

RESUMO

O Capítulo III trata da aplicação do modelo semi-distribuído SWAT na Bacia Hidrográfica (BH) do rio Umbeluzi, no sul de Moçambique, com o objetivo de avaliar sua dinâmica hidrológica frente às variações climáticas e pressões antrópicas. A metodologia integrou dados topográficos (MDE ALOS PALSAR), pedológicos (FAO/UNESCO), uso e cobertura do solo (ESA World/Cover 2021) e séries meteorológicas e hidrológicas (1994–2023), organizados em ambiente SIG. A bacia foi discretizada em 27 sub-bacias e 506 HRUs, permitindo detalhamento espacial dos processos simulados. A análise de sensibilidade, conduzida com o método SUFI-2 (SWAT-CUP), identificou os parâmetros CN2, SOL_AWC, ESCO e ALPHA_BF como mais influentes. A calibração (1997–2017) e validação (2018–2023) indicaram bom desempenho do modelo ($NSE > 0,74$; $R^2 > 0,78$; $PBIAS \approx 13\%$). O balanço hídrico simulado apontou que 49% da precipitação foi consumida por evapotranspiração, 22% geraram escoamento superficial, 18% escoamento de base e 8% recarga dos aquíferos valores compatíveis com bacias tropicais de clima sazonal. Os resultados confirmaram a eficácia do SWAT como ferramenta para simulação hidrológica, planejamento hídrico e gestão sustentável da água, especialmente em bacias com escassez de dados.

Palavras chaves: Modelagem hidrológica, Balanço hídrico, Gestão de recursos hídricos.

ABSTRACT

Chapter III focuses on the application of the semi-distributed SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model in the Umbeluzi River Basin, in southern Mozambique. The aim is to evaluate the hydrological dynamics in response to climate variability and human activity. The methodology incorporates various data types, including topographic data from the ALOS PALSAR DEM, pedological data from FAO/UNESCO, land use and land cover data from ESA WorldCover 2021, and historical meteorological and hydrological time series (1994 - 2023). All data were processed in a GIS environment. The basin was divided into 27 sub-basins and 506 Hydrological Response Units (HRUs), allowing for a detailed spatial representation of hydrological processes. A sensitivity analysis conducted using the SUFI-2 algorithm (SWAT-CUP) identified the parameters CN2, SOL_AWC, ESCO, and ALPHA_BF as the most influential. Model calibration for the period 1997 - 2017 and validation for the 2018 - 2023 period showed satisfactory performance ($NSE > 0.74$; $R^2 > 0.78$; $PBIAS \approx 13\%$). The simulated water balance indicated that 49% of precipitation was lost to evapotranspiration, 22% contributed to surface runoff, 18% to baseflow, and 8% to aquifer recharge. These values are consistent with tropical basins characterized by seasonal climates. The findings confirm the effectiveness of SWAT as a tool for hydrological simulation, water planning, and sustainable water resource management, especially in data-scarce regions.

Keywords: Hydrological modeling; Water balance; Water resources management.

3.1 INTRODUÇÃO

As bacias hidrográficas (BH) desempenham papel fundamental na sustentação dos ecossistemas, no abastecimento hídrico e na regulação climática regional (Grey *et al.*, 2014). A compreensão do seu comportamento hidrológico é essencial para garantir uma gestão eficiente dos recursos hídricos, sobretudo em regiões onde há crescente pressão antrópica e vulnerabilidade climática (Setegn *et al.*, 2010). A BH do rio Umbeluzi, localizada na região sul de Moçambique, é um exemplo claro dessa realidade. Essa bacia possui significativa importância socioeconômica, sendo responsável pelo abastecimento de água de grande parte de região metropolitana de Grande Maputo. Além disso, estende-se para além das fronteiras nacionais, sendo considerada uma bacia transfronteiriça, compartilhada com as Repúblicas de Eswatini e África do Sul, o que adiciona camadas de complexidade à sua gestão (Heyns *et al.*, 2008; La Guardia *et al.*, 2013).

No entanto, apesar de sua relevância, a BH do rio Umbeluzi enfrenta uma série de desafios ambientais e hidrológicos e entre os principais problemas estão a escassez de dados hidrometeorológicos consistentes, o aumento da poluição difusa oriunda de práticas agrícolas intensivas, a degradação dos recursos florestais e a ocupação desordenada do solo (Juízo; Hjorth, 2009). Além disso, a região sofre com eventos extremos, como secas prolongadas e enchentes, que têm se tornado mais frequentes e intensos nas últimas décadas, reflexo direto das mudanças climáticas globais (Pillay; Simatele, 2024). Essas condições impõem a necessidade urgente de ferramentas que permitam uma compreensão sistêmica e preditiva do comportamento hidrológico da bacia (Panahi *et al.*, 2020).

A modelagem hidrológica surge, nesse contexto, como uma alternativa viável para suprir a falta de dados primários e permitir a simulação de cenários futuros (Sitta *et al.*, 2025). Dentre os modelos disponíveis, destaca-se o Soil and Water Assessment Tool (SWAT), desenvolvido pelo USDA. Trata-se de um modelo semi-distribuído, baseado em processos, capaz de simular, em escala de bacia, os processos hidrológicos, erosivos, de transporte de nutrientes e de sedimentos, além de considerar as interações entre clima, solo, topografia e uso do solo. A aplicação do SWAT é especialmente vantajosa em regiões com escassez de dados, pois permite a calibração com base em séries históricas reduzidas ou dados derivados de sensoriamento remoto (Mengistu *et al.*, 2019).

No caso da BH do rio Umbeluzi, o uso do SWAT representa uma oportunidade única de avançar na compreensão dos padrões de escoamento, identificar as principais fontes de poluição difusa e avaliar os impactos de diferentes cenários de uso da terra e variações

climáticas. A região é marcada por uma combinação de biomas que incluem savanas e vegetação semiárida, solos de baixa fertilidade e alta susceptibilidade à erosão, além de apresentar um clima tropical seco, com chuvas concentradas em poucos meses do ano (Ndhlovu; Woyessa, 2021). Essa sazonalidade acentuada contribui para a ocorrência de enchentes em períodos chuvosos e escassez de água em períodos secos, agravando os desafios de gestão hídrica.

Estudos que aplicaram o modelo SWAT em bacias hidrográficas Africanas, como as dos rios Incomáti, Zambeze e Limpopo, demonstraram resultados promissores na simulação de vazões, cargas de nutrientes e sedimentos, mesmo em contextos com escassez de dados. O modelo tem se mostrado eficaz no apoio à gestão integrada dos recursos hídricos, permitindo identificar áreas críticas de poluição difusa, avaliar impactos do uso do solo e simular cenários climáticos futuros. Essas experiências têm contribuído para o planejamento ambiental e a formulação de políticas públicas mais sustentáveis na região (Ndhlovu; Woyessa, 2021).

Diante dessa realidade, este estudo propõe a aplicação do modelo SWAT como uma ferramenta de suporte à gestão integrada dos recursos hídricos da BH do rio Umbeluzi.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente trabalho foi desenvolvido na BH do rio Umbeluzi, devidamente caracterizada no Capítulo II desta dissertação (Figura 2.1).

A estruturação dos dados de entrada foi realizada em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), contemplando as principais variáveis necessárias à modelagem: MDE, uso e cobertura do solo, rede de drenagem, características dos solos (Figura 3.3) e dados climáticos. A delimitação da bacia e a extração das unidades fisiográficas foram realizadas a partir do MDE derivado do sensor ALOS PALSAR, com resolução espacial de 12,5 metros, obtido por meio da plataforma Alaska Satellite Facility (ASF) (Figura 2.1). Esse modelo mostrou-se adequado para a representação do relevo em regiões tropicais com cobertura vegetal densa, como é o caso da bacia do rio Umbeluzi, cuja altitude varia entre 23 e 822 metros acima do nível médio do mar.

A caracterização da cobertura e uso do solo, bem como a descrição dos tipos de solos presentes na bacia hidrográfica do rio Umbeluzi, foi apresentada no capítulo anterior. Nessa etapa então, foram utilizados dados de alta resolução para representar as principais classes de uso e informações edáficas relevantes, fundamentais para a compreensão dos processos hidrológicos e ambientais da área de estudo.

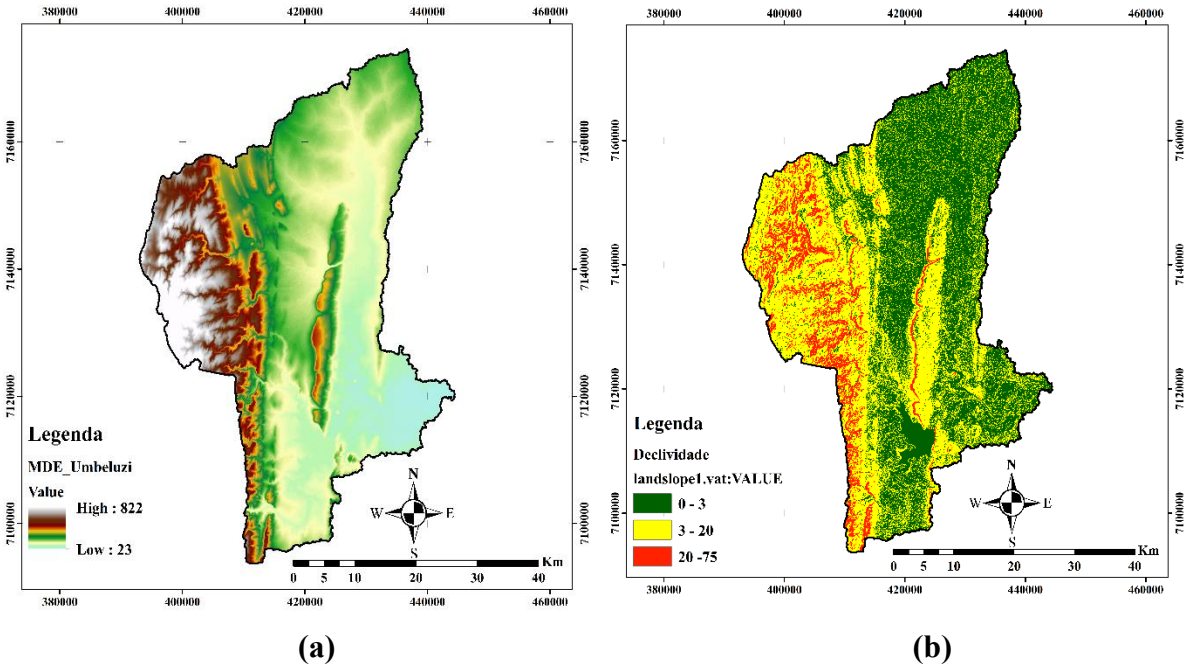
Os dados meteorológicos, fundamentais para a simulação do ciclo hidrológico, foram obtidos na base de dados de INAM e ARASUL com séries históricas diárias de precipitação e temperatura mínima e máxima, vazões, radiação solar, umidade relativa e velocidade do vento. Na Tabela 3.1 está apresentado um resumo dos dados necessários utilizados para a configuração e simulação do modelo SWAT na BH do rio Umbeluzi.

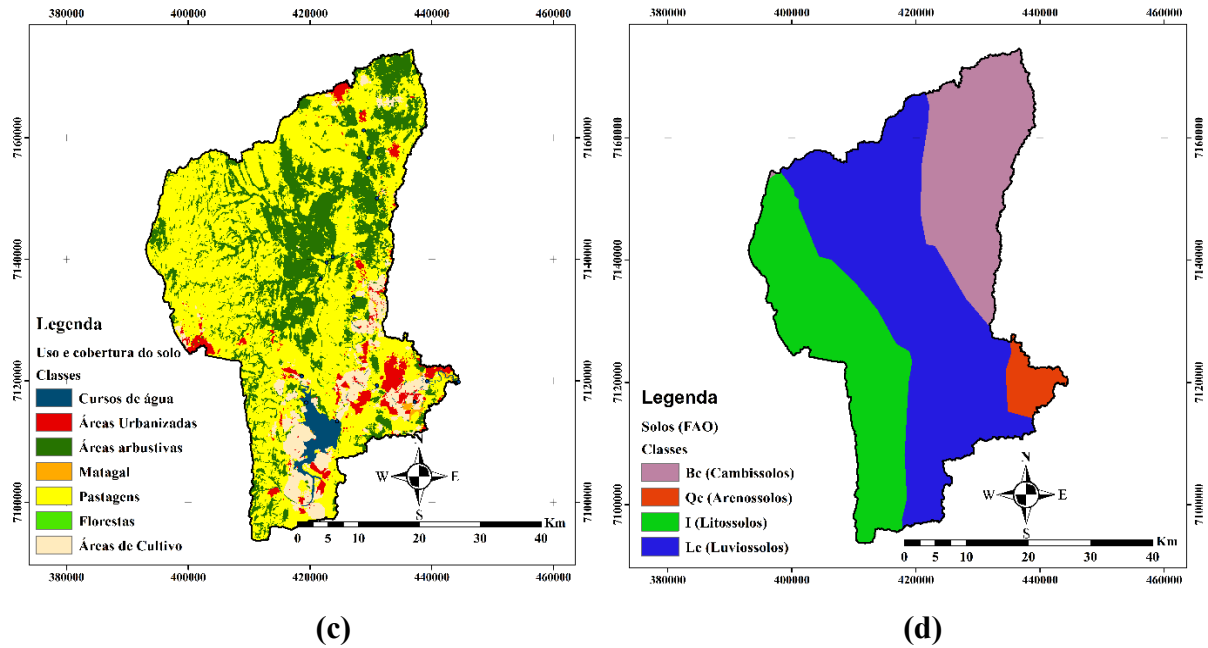
Tabela 3.1 – Descrição de dados para o modelo SWAT

Nº	Descrição	Escala/período	Fonte
1	MDE	12,5 m	AFS
2	Uso e Cobertura de solos	10 m	ESA WORLD/COVER
3	Mapa de Solos	1:5000000	FAO/UNESCO
4	Precipitação	1994 – 2023	INAM
5	Temperatura	1994 – 2023	INAM
6	Velocidade de vento	1994 – 2023	INAM
7	Humidade de relativa	1994 – 2023	INAM
8	Radiação solar	1994 – 2023	INAM
9	Vazão	1994 – 2023	ARASUL

Fonte: Autor (2024).

Figura 3.1 – Mapas temáticos de distribuição espacial dos componentes de entrada do modelo SWAT: a) MDE; b) Mapa de declividade; c) Mapa de uso e cobertura do solo; d) Mapa de tipos de solo



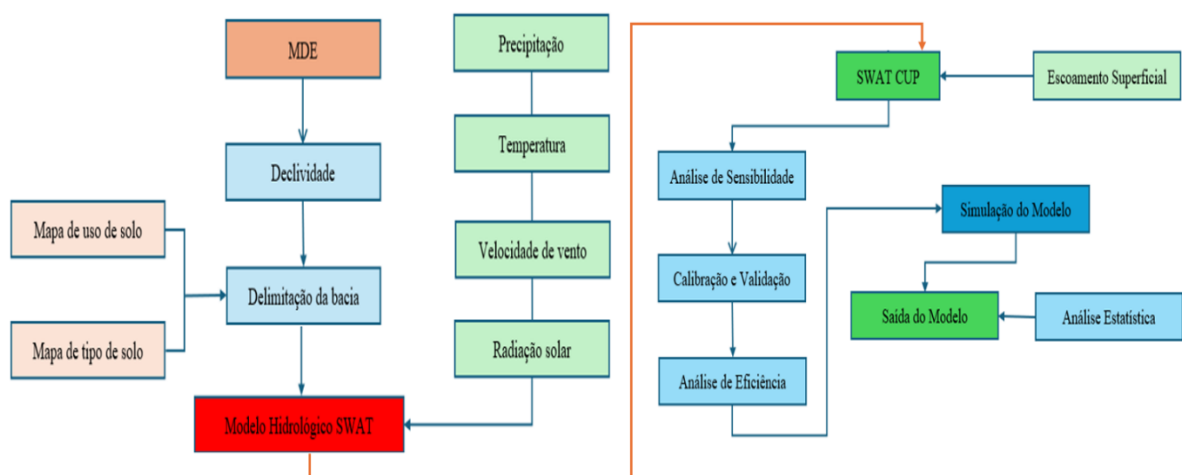


Fonte: Autor (2024).

3.2.1 Configuração do modelo

Utilizou-se o modelo SWAT, para simular o balanço hídrico da BH do rio Umbeluzi, que integrou informações de solo, relevo, uso e cobertura do solo, além de dados climáticos, para estimar os principais componentes do ciclo hidrológico. A metodologia aplicada encontra-se descrita na (Figura 3.2).

Figura 3.2 – Fluxograma representando arcabouço metodológico do modelo SWAT



Fonte: Autor adaptado de Kausher *et al.*, (2024).

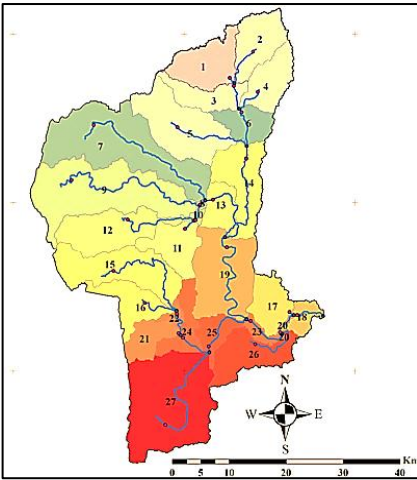
Considerando a diversidade fisiográfica da BH do rio Umbeluzi que abrange desde áreas de relevo montanhoso até extensas zonas agrícolas, o modelo SWAT mostrou-se especialmente

adequado para avaliar os impactos das atividades antrópicas e das variações climáticas sobre os recursos hídricos da região. O modelo foi utilizado para simular processos hidrológicos fundamentais, como a geração de escoamento superficial e balanço hídrico.

A discretização da bacia ocorreu em duas etapas. Primeiramente, a área foi segmentada em sub-bacias hidrologicamente coerentes, com base na rede de drenagem extraída a partir do MDE. Em seguida, cada sub-bacia foi subdividida em HRUs, definidas a partir da combinação homogênea de três critérios: uso e cobertura do solo, tipo de solo e classes de declividade no ambiente SIG (QSWAT).

Ao todo, foram geradas 27 sub-bacias e 506 HRUs (Tabela 3.2), permitindo uma representação espacialmente detalhada e realista da dinâmica hidrológica da bacia.

Tabela 3.2 – Distribuição de HRUs por Sub-bacias geradas no QSWAT



Sub-bacia	Área (Km²)	Área (%)	HRU's	Sub-bacia	Área (Km²)	Área (%)	HRU's
1	86,45	3,81	15	15	134,20	5,92	24
2	92,22	4,07	8	16	65,55	2,89	14
3	55,55	2,45	10	17	68,56	3,02	24
4	67,31	2,97	8	18	24,43	1,08	13
5	141,28	6,23	19	19	151,25	6,67	26
6	48,90	2,16	12	20	20,49	0,90	14
7	240,42	10,60	30	21	44,50	1,96	21
8	1,90	0,08	6	22	27,45	1,21	30
9	231,88	10,22	18	23	14,44	0,64	26
10	5,16	0,23	6	24	51,29	2,26	27
11	67,16	2,96	16	25	36,85	1,62	18
12	112,60	4,96	19	26	92,40	4,07	25
13	44,42	1,96	25	27	241,41	10,64	30
14	100,19	4,42	22	---	---	---	---

Fonte: Autor (2024).

Na Tabela 3.2 está apresentada a distribuição das HRUs por sub-bacia. Observa-se que as sub-bacias 7 e 27 destacaram-se tanto pela maior área quanto pelo número de HRUs. A sub-bacia 22, embora com área reduzida, apresentou um número elevado de HRUs, o que pode ser atribuído à grande diversidade de uso e cobertura do solo, tipos de solo e declividades, resultando em um maior número de combinações possíveis.

De modo semelhante, as sub-bacias 13, 19, 23, 24 e 26 apresentaram número elevado de HRUs, possivelmente em função da variabilidade espacial nos mapas utilizados. Por outro lado, as sub-bacias 2, 4, 8 e 10 apresentaram menor quantidade de HRUs, o que pode indicar uma maior homogeneidade nas características físico-naturais, sobretudo em relação ao tipo de solo e declividade. A modelagem do balanço hídrico ou determinação de produtividade da água na bacia hidrográfica do rio Umbeluzi foi realizada por meio da aplicação da equação matemática do SWAT:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{t=1}^t (P - Q_{sup} - ET - W_a - Q_{sub}) \quad [3.1]$$

Em que:

SW_t – conteúdo final de água no solo (mm);

SW_0 - conteúdo de água no solo disponível para as plantas, definido como a diferença entre a umidade de capacidade de campo e o ponto de murcha permanente (mm);

P – precipitação (mm);

Q_{sup} – escoamento superficial (mm); t – tempo (dias);

ET – evapotranspiração (mm);

W_a – percolação para subsolo (mm) e

Q_{sub} – fluxo de base proveniente do lençol freático (mm).

O escoamento superficial na rotina de simulação do modelo SWAT foi estimado por meio do método do Número de Curva (Curve Number – CN), desenvolvido em 1954 pelo Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos, atualmente denominado Serviço de Conservação de Recursos Naturais (NRCS) (Walker *et al.*, 2006).

Assim, o escoamento superficial foi determinado por meio das seguintes equações:

$$Q_{sup.} = \frac{(P - 0,2 S)^2}{(P + 0,8S)}, P > 0,2 S \quad [3.2]$$

$$Q_{sup.} = 0, P \leq 0,2 S \quad [3.3]$$

Em que: $Q_{sup.}$: escoamento superficial diário (mm); P : precipitação diária (mm), e S : parâmetro de retenção.

A retenção potencial do solo (S), variável essencial para a estimativa do escoamento superficial no método do CN, foi considerada de forma espacialmente variável na bacia, conforme as características físicas e de uso do solo. Para sua determinação, foram utilizados dados pedológicos, de uso e cobertura da terra, práticas de manejo e declividade, integrados em ambiente SIG. A variação temporal de S foi incorporada a partir da definição de condições de umidade antecedente, as quais foram classificadas com base nos registros pluviométricos históricos. Essa abordagem permitiu representar com maior fidelidade as variações espaciais e

sazonais da capacidade de retenção do solo ao longo da bacia. A relação entre S e o CN foi dada pela seguinte equação:

$$Q_{\text{sup}} = \frac{25400}{\text{CN}} - 254 \quad [3.4]$$

O CN foi determinado diariamente no modelo SWAT, variando de 1 a 100, conforme as condições de solo, uso da terra e umidade. Valores mais baixos indicam alta permeabilidade do solo, com maior infiltração e menor escoamento, enquanto valores próximos de 100 representam superfícies impermeáveis, onde quase toda a precipitação se transforma em escoamento superficial (Neitsch *et al.*, 2005). A atualização diária do CN permitiu ao modelo simular com maior realismo a dinâmica hidrológica da bacia.

No modelo SWAT, considerou-se o valor de CN₂ como representativo da condição média de umidade. Os valores de CN₁ e CN₃ representaram, respectivamente, as condições de solo seco e solo saturado. Esses valores foram calculados com base no valor médio (CN₂), por meio de equações empíricas, conforme indicado nas Equações (3.5) e (3.6).

$$\text{CN}_1 = \text{CN}_2 - \frac{20 * (100 - \text{CN}_2)}{(100 - \text{CN}_2) + e^{[2,533 - 0,0636 * (100 - \text{CN}_2)]}} \quad [3.5]$$

$$\text{CN}_3 = \text{CN}_2 * e^{[0,0673 * (100 - \text{CN}_2)]} \quad [3.6]$$

a) Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade teve como objetivo identificar os parâmetros do modelo SWAT com maior influência nas simulações hidrológicas da BH do rio Umbeluzi, com ênfase nas variáveis de escoamento superficial e vazão. Essa etapa foi fundamental para subsidiar o processo de calibração e reduzir a incerteza do modelo, ao direcionar o ajuste para os parâmetros mais relevantes.

Utilizou-se o método SUFI-2 (Sequential Uncertainty Fitting Version 2), disponível na interface SWAT-CUP, o qual combina amostragem eficiente com variações isoladas nos parâmetros, permitindo avaliar sua sensibilidade individual sobre as variáveis hidrológicas de interesse. A seleção dos parâmetros testados foi baseada em estudos prévios realizados em bacias hidrográficas de clima tropical e subtropical (África, Ásia e América), com predominância de uso agrícola e presença de relevo montanhoso, características similares às observadas na bacia do rio Umbeluzi (Gasirabo *et al.*, 2023; Schuol *et al.*, 2008).

Tabela 3.3 – Parâmetros passíveis de calibração do modelo SWAT

Parâmetro	Descrição	Faixa
ALPHA_BF	Fator de resposta do escoamento de base (dias ⁻¹)	0,01 – 0,3
CANMX	Quantidade de água máxima interceptada pela vegetação (mm)	0 – 20
CH_K2	Condutividade hidráulica do leito do canal (mm/h)	5 – 100
CH_N2	Coeficiente de Manning para o canal principal	0,015 – 0,06
CN2	Número de curva para condição média de umidade (escoamento superficial)	60 – 88
ESCO	Fator de evaporação do solo	0,3 – 1,0
GW_DELAY	Atraso entre recarga e início do escoamento de base (dias)	30 – 100
GW_REVAP	Coeficiente de ascensão da água à zona saturada (adm.)	0,02 – 0,2
GWQMN	Nível de água no lençol freático para gerar escoamento de base (mm)	500 – 2000
PRF	Fator de prática de manejo da erosão	0,5 – 1,0
RCHRG_DP	Coeficiente de percolação da água para o aquífero profundo (adm.)	0,05 – 0,3
REVAPMN	Limiar para evapotranspiração da água subterrânea (mm)	0 – 500
SLOPE	Declividade média da sub-bacia (m/m)	0,01 – 0,15
SLSUBBSN	Comprimento médio da encosta da sub-bacia (m)	50 – 1200
SOL_AWC	Capacidade de armazenamento de água no solo (fracionária)	0,05 – 0,25
SOL_K	Condutividade hidráulica saturada do solo (mm/h)	0,1 – 50
SURLAG	Tempo de retardo do escoamento superficial (dias)	0,1 – 4,0
USLE_C	Fator de cobertura vegetal (sedimentos)	0 – 0,3
USLE_K	Fator de erodibilidade do solo (sedimentos)	0,1 – 0,4

Fonte: Autor adaptado de Pillay e Simatele (2024); Singh *et al.*, (2022).

Os intervalos de variação para cada parâmetro foram definidos com base em referências da literatura científica recente (2020–2024) e posteriormente ajustados conforme as particularidades fisiográficas da área de estudo. Ao final da análise, os parâmetros foram classificados segundo o índice t de sensibilidade (t-stat) e o nível de significância estatística (p-value), o que possibilitou a identificação dos parâmetros mais influentes sobre as simulações hidrológicas. Foram considerados significativamente sensíveis aqueles parâmetros com t-stat elevado e p-value inferior a 0,05, os quais foram priorizados na etapa de calibração automática, com o intuito de aumentar a eficiência e o realismo das simulações.

b) Calibração e validação do modelo SWAT

A calibração e validação do modelo SWAT foram realizadas utilizando o aplicativo do algoritmo *Sequential Uncertainty Fitting* (SUFI-2) embarcado na plataforma SWAT-CUP. A abordagem SUFI-2 visa capturar a maioria dos dados observados dentro da faixa de incerteza de previsão de 95% (95PPU). Para avaliar as incertezas na calibração dos parâmetros, foram empregados os índices do fator P e do fator R. O fator P, que varia de 0 a 1, indicando a porcentagem de dados observados dentro da faixa de 95PPU. A espessura da faixa de 95PPU, foi representada pelo fator R, que deve ficar em torno de 1 (Zhao *et al.*, 2018).

Para alcançar uma calibração e validação eficazes do modelo, múltiplos procedimentos de avaliação devem ser adotados (White; Chaubey, 2005). O processo de calibração do modelo hidrológico foi representado pela seguinte equação:

$$Q_{(X,t)} = M_{(\theta, X,t)} + \varepsilon_{(X,t)} \quad [3.7]$$

Em que: $Q_{(X,t)}$ é o fluxo medido no ponto x e no tempo t , $M_{(\theta,X,t)}$ é o fluxo estimado através de um conjunto de variáveis θ , e $\varepsilon(X, t)$ é o erro no ponto x e no tempo t .

No SWAT, dezenove parâmetros foram calibrados e ajustados para possibilitar a simulação, já que a dependência de valores padrão poderia tornar o processo de calibração demorado e complexo. Para contornar esse desafio, foi realizada, previamente, uma redução dos parâmetros, com o objetivo de filtrar aqueles considerados menos relevantes.

O modelo SWAT foi desenvolvido para um período de 30 anos, de 1994 a 2023, referente aos dados disponíveis nas estações fluviométricas descritas no capítulo anterior. A calibração foi conduzida com base nos dados de vazão observada, coletados em séries temporais de 1997 a 2017. Os dados referentes ao período de 1994 a 1996 foram utilizados exclusivamente para o "aquecimento do modelo", etapa essencial para estabilizar as condições iniciais e garantir uma simulação mais precisa ao longo do período de estudo.

A validação do modelo SWAT foi realizada utilizando os dados observacionais de vazão para os anos de 2018 a 2023, com o objetivo de testar a capacidade preditiva do modelo após a calibração. O processo de validação buscou verificar a precisão do modelo em simular a dinâmica hidrológica observada, sem realizar ajustes nos parâmetros, ou seja, utilizando o modelo exatamente como foi calibrado. O período de 2018 a 2023 foi escolhido para a validação, pois os dados de vazão observada para esses anos foram independentes dos dados utilizados na calibração, permitindo uma avaliação mais rigorosa da performance do modelo.

c) Avaliação do modelo

A avaliação do desempenho do modelo foi realizada por meio de diversas funções objetivo incorporadas ao método SUFI-2, disponível na plataforma SWAT-CUP. Foram utilizados o coeficiente de determinação (R^2), que mediu o grau de correlação entre os valores simulados e observados de vazão; o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), que quantificou a correspondência temporal entre os dados simulados e observados; o fator P, que representou a proporção dos dados observados contidos dentro da faixa de incerteza de 95% (95PPU); e o fator R, que indicou a largura média dessa faixa de incerteza em relação à variabilidade dos dados observados. Esses indicadores forneceram uma base robusta para avaliar a precisão das simulações e a confiabilidade do modelo quanto às incertezas associadas.

Tabela 3.4 – Equações aplicadas para avaliação do desempenho do modelo SWAT

Índice	Equação	
NSE	$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs,i} - Q_{sim,i})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs,i} - \bar{Q}_{obs,i})^2}$	[3.8]
R^2	$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs,i} - \bar{Q}_{obs,i})(Q_{sim,i} - \bar{Q}_{sim,i})}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs,i} - \bar{Q}_{obs,i})^2 * \sum_{i=1}^n (Q_{sim,i} - \bar{Q}_{sim,i})^2}$	[3.9]
PBIAS	$PBIAS = 100 * \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{sim,i} - Q_{obs,i})}{\sum_{i=1}^n Q_{obs,i}}$	[3.10]

Fonte: Autor (2024).

Em que: $Q_{obs,i}$ representa a vazão observada e $Q_{sim,i}$ representa a vazão simulada; $\bar{Q}$ representa a média.

Para analisar o desempenho do modelo hidrológico, foram adotados critérios quantitativos de avaliação estatística, com base em referências consolidadas na literatura. A interpretação dos resultados foi conduzida segundo os intervalos de classificação apresentados na Tabela 3.5, os quais serviram como referência para identificar a qualidade das simulações quanto à acurácia, consistência e significância estatística.

Tabela 3.5 – Resumo dos critérios de avaliação de desempenho de SWAT

Indicador	Excelente	Muito Bom / Bom	Satisfatório / Aceitável	Insatisfatório / Fraco
NSE	> 0,75	0,65 – 0,75	0,50 – 0,65	< 0,50
R ²	> 0,75	0,60 – 0,75	0,50 – 0,60	< 0,50
PBIAS		< 10% (absoluto)	10% – 15%	15% – 25%
R-fator	< 1,0	1,0 – 1,5	—	> 1,5
p-valor	p < 0,05 (significativo, 95%)	—	—	p ≥ 0,05 (não significativo)

Fonte: Autor (2025), adaptado de Moriasi (2007).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A simulação hidrológica realizada com o modelo SWAT na bacia hidrográfica do rio Umbeluzi permitiu estimar os principais componentes do balanço hídrico médio anual, evidenciando o comportamento do regime hídrico regional. A precipitação média anual foi de aproximadamente 752 mm, com distribuição desigual, sendo mais intensa nas áreas montanhosas da bacia. Do total precipitado, cerca de 49% foram perdidos por evapotranspiração, enquanto 22% contribuíram para o escoamento superficial e 18% para o escoamento de base. Aproximadamente 8% representaram a recarga do lençol freático. O restante da água precipitada foi redistribuído em pequenas perdas por percolação profunda e armazenamento temporário no solo.

A elevada participação da evapotranspiração no balanço hídrico evidenciou a importância do clima e da cobertura vegetal no controle da disponibilidade hídrica da bacia, sendo esse padrão comum em regiões tropicais e subtropicais. Estudos na bacia do rio Omo-Gibi, na Etiópia, reportaram valores de evapotranspiração entre 45 e 55% da precipitação anual (Setegn *et al.* 2010), enquanto na Índia, na bacia do rio Godavari, observaram-se valores de 52 a 60% (Thomas *et al.*, 2018). No Brasil, a bacia do rio São Francisco apresentou proporções similares, variando entre 46 e 50% da precipitação convertida em evapotranspiração (Silva *et al.* 2011). Esses dados confirmaram a adequação do desempenho do modelo para a BH do rio Umbeluzi, sugerindo uma resposta hidrológica compatível com outras bacias de clima semelhante.

O escoamento superficial médio anual estimado em 165,44 mm evidenciou a contribuição expressiva das chuvas intensas e concentradas durante a estação chuvosa. Essa

proporção é condizente com bacias tropicais de relevo acidentado e solos com baixa capacidade de infiltração. Na bacia transfronteiriça do rio Limpopo, localizada em Moçambique e África do Sul, Gurusinghe *et al.* (2020) reportaram valores entre 18 e 26%. Na Ásia, bacias como a do Mekong apresentam escoamento superficial na ordem de 20 a 30% (Delgado *et al.* 2012) e no Brasil, BH do rio Tocantins apresentou valores entre 15 e 25%, com interferência do uso e cobertura do solo (Martins Rodrigues *et al.*, 2015). Assim, a BH do rio Umbeluzi enquadra-se dentro da faixa hidrológica esperada para regiões tropicais com regime de chuvas sazonal.

O escoamento de base foi responsável por aproximadamente 135,36 mm/ano, o que representa cerca de 18% da precipitação anual. Essa componente expressou a contribuição das águas subterrâneas para a manutenção das vazões nos períodos de estiagem. Tais proporções foram compatíveis com as observadas em outras regiões tropicais e subtropicais. Na África Ocidental, por exemplo Mwelwa *et al.* (2024), encontraram valores entre 15 e 20% na bacia do rio Níger. Na América do Sul, a bacia do rio Paraná apresentou proporções semelhantes, conforme reportado por (Andriolo *et al.*, 2008). Em contrapartida, estudos em bacias do Sri Lanka e do sul da China indicaram escoamento de base ligeiramente superior, variando entre 20 e 30%, (Wang *et al.*, 2019).

A recarga do lençol freático, foi estimada em 60 mm anuais, refletindo a capacidade dos solos da bacia em permitir a infiltração de parte da água precipitada. Este valor encontra-se em conformidade com estimativas realizadas em bacias semiáridas da África do Sul, onde a recarga variou entre 5 e 12% (Watson *et al.*, 2018). Na Amazônia por exemplo, apesar da elevada precipitação, a recarga geralmente se situa entre 6 e 15%, sendo fortemente modulada pela cobertura vegetal (Correia *et al.*, 2021).

3.3.1 Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade constituiu uma etapa fundamental na calibração do modelo SWAT aplicado à BH do rio Umbeluzi, pois permitiu determinar os parâmetros com maior influência na simulação da vazão. Na Tabela 3.6 estão apresentados os parâmetros mais sensíveis identificados durante a análise, os quais foram posteriormente ajustados durante a calibração do modelo.

Tabela 3.6 - Valores dos parâmetros na calibração automática com os respectivos limites inferiores, superiores e o valor calibrado

Parâmetro	Descrição	Sensibilidade	t-stat	p-value
CN2	Número de curva para condição média de umidade	Alta	6,23	0,0000
SOL_AWC	Capacidade de armazenamento de água no solo	Alta	5,17	0,0001
ESCO	Fator de evaporação do solo	Alta	4,88	0,0003
ALPHA_BF	Fator de resposta do escoamento de base (dias ⁻¹)	Moderada	3,46	0,0045
GW_DELAY	Tempo de atraso entre recarga e início do baseflow	Moderada	2,91	0,0098
CH_K2	Condutividade hidráulica do leito do canal	Moderada	2,58	0,0157
REVAPMN	Umidade mínima para revaporação	Baixa	1,91	0,0590
SOL_K	Condutividade hidráulica saturada do solo	Baixa	1,74	0,0725

Fonte: Autor (2025).

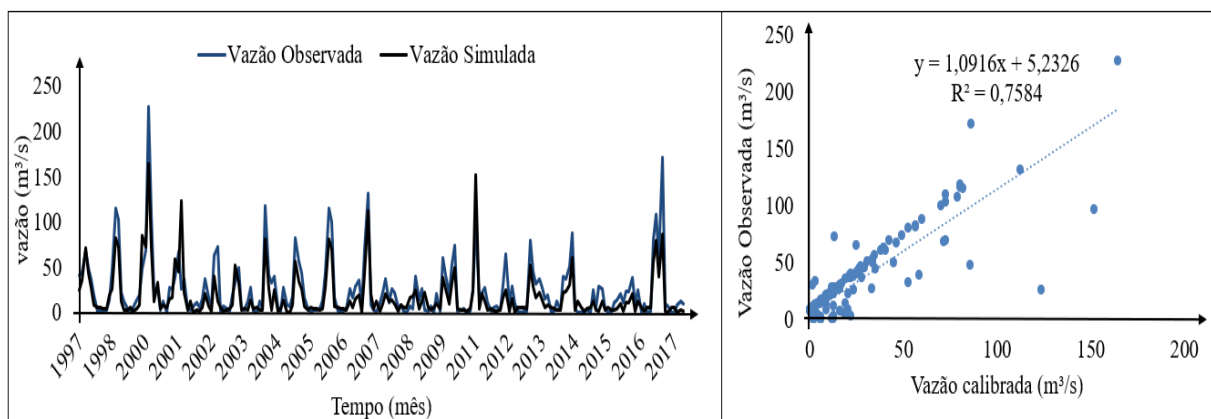
Os resultados indicaram que os parâmetros relacionados à geração de escoamento superficial (CN₂), capacidade de armazenamento de água no solo (SOL_AWC) e dinâmica do lençol freático (ESCO, ALPHA_BF) foram os mais sensíveis. Estes parâmetros influenciaram diretamente o volume e a resposta do hidrograma simulado. Esses resultados corroboram com os resultados obtidos em outras bacias africanas. Por exemplo, Gebremicael *et al.* (2013) observaram alta sensibilidade do CN₂ e ALPHA_BF na bacia do rio Blue Nilo, na Etiópia. De igual modo, estudos realizados por Namugize *et al.* (2017) na bacia do rio Mngeni, na África do Sul, e na bacia do rio Riviriri na Nigéria por Ganiyu *et al.* (2015) identificaram os mesmos parâmetros como prioritários para calibração. Em bacias tropicais de Malawi, Chimtengo *et al.* (2014) também confirmaram a elevada sensibilidade do SOL_AWC e CN₂, o que reforça a robustez da análise realizada nesse estudo.

A identificação criteriosa desses parâmetros sensíveis permitiu um refinamento adequado da calibração e assegurou maior fidelidade nas simulações do modelo SWAT, garantindo que a resposta hidrológica da bacia do Umbeluzi fosse bem representada.

3.3.2 Calibração e validação do modelo SWAT na BH de Umbeluzi

A calibração do modelo SWAT para a BH Umbeluzi foi realizada ao longo do período de 1997 a 2017, sendo que os anos de 1994 a 1996 foram destinados ao aquecimento do modelo, com o objetivo de ajustar as variáveis para garantir a reprodução fiel dos padrões hidrológicos observados. A comparação entre as vazões observadas e simuladas demonstrou uma concordância satisfatória, evidenciada tanto por gráficos de séries temporais quanto por análises estatísticas robustas. No entanto, observou-se uma leve subestimação nos eventos extremos de vazão, uma limitação frequente em modelos hidrológicos aplicados em regiões tropicais, onde a alta variabilidade espacial e intensidade concentrada das chuvas dificultam a simulação precisa a partir dos dados pluviométricos disponíveis.

Figura 3.3 – Valores de vazão observados e simulados para o modelo calibrado após o ajuste dos parâmetros



Fonte: Autor (2025).

No gráfico de dispersão, a regressão linear indicou um coeficiente de determinação ($R^2 = 0,7584$), confirmando uma forte correlação, porém com leve tendência à superestimação. Os indicadores estatísticos reforçaram essa análise: NSE = 0,717, PBIAS = 13%, P-fator = 0,81 e R-fator = 0,73. Conforme Moriasi *et al.* (2007), valores de NSE acima de 0,7 são considerados satisfatórios para modelos hidrológicos, enquanto PBIAS dentro da faixa de $\pm 15\%$ indicam boa adequação. Os valores de P-fator e R-fator, também foram satisfatórios, indicando que a maior parte das observações está contida no intervalo de incerteza simulado, embora a superestimação de 13% alerte para mais análise de volumes de vazões máximos.

Os resultados obtidos nesta calibração estão de acordo com estudos realizados em bacias hidrográficas com características semelhantes, reforçando a confiabilidade e a qualidade das simulações. Por exemplo, Mengistu *et al.* (2019) reportaram um NSE de 0,71 na bacia do rio

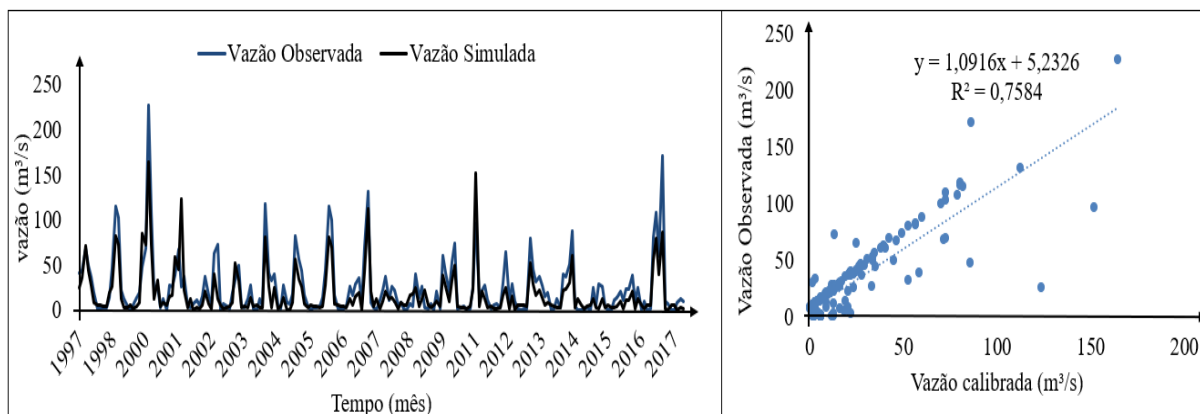
Upper Awash, na Etiópia e Akoko *et al.* (2021) alcançaram um NSE próximo de 0,75 na bacia do rio Modder na África do Sul; enquanto Bernardes, (2017.) aplicando o SWAT na bacia do rio Paracatu, no Brasil, obteve valores bastante similares aos aqui apresentados.

A calibração foi realizada de forma automatizada com o suporte do algoritmo SUFI-2, o que permitiu otimizar os parâmetros do modelo com base em múltiplas execuções e análise de sensibilidade. Entre os fatores que influenciaram positivamente a calibração, destacam-se a qualidade dos dados digitais utilizados, como o MDE, além de informações detalhadas sobre solos e clima da região. O uso combinado do SUFI-2 com ajustes direcionados em parâmetros hidrológicos críticos, como o CN₂ e o ALPHA_BF, foi fundamental para adaptar o modelo à dinâmica hidrológica específica da BH do rio Umbeluzi. Outro ponto relevante foi a capacidade do modelo de simular adequadamente a sazonalidade da BH, com picos de vazão coincidentes com o verão da África Austral (dezembro a março), período caracterizado por chuvas intensas. A representação satisfatória do comportamento interanual também indicou que o SWAT pode captar variações climáticas e hidrológicas mais amplas, o que é fundamental para estudos de longo prazo e análise de cenários futuros.

Por outro lado, a subestimação dos picos extremos revelou limitações do modelo, relacionadas à representatividade espacial dos dados pluviométricos e à incapacidade de captar eventos muito localizados ou intensos. Isso sugere que, para aprimorar ainda mais a calibração, seria importante incorporar dados pluviométricos de maior resolução temporal e espacial, além de potencialmente integrar modelos hidrometeorológicos mais detalhados ou ainda usar de técnicas de assimilação de dados. A calibração indicou que o modelo SWAT, quando adequadamente ajustado, é uma ferramenta robusta para simular o regime hidrológico da BH do rio Umbeluzi, oferecendo uma base confiável para estudos de gestão hídrica, análise de impactos ambientais e planejamento de uso sustentável dos recursos hídricos da região.

A validação do modelo foi conduzida utilizando dados independentes no período de (2018 a 2023), visando testar a capacidade preditiva do SWAT em condições hidrológicas não incluídas no processo de calibração. A comparação entre vazões observadas e simuladas manteve a boa performance, com a curva simulada acompanhando os valores observados, incluindo picos de cheia importantes em 2021 e 2023. Entretanto, pequenas discrepâncias foram observadas em períodos de estiagem, com leve subestimação da vazão, o que pode estar relacionado a processos locais de escoamento subterrâneo e variações climáticas não captadas integralmente pelo modelo (Silva *et al.*, 2023).

Figura 3.4 – Valores de vazão observados e simulados para o modelo validado



Fonte: Autor (2025).

A validação do modelo SWAT na BH do rio Umbeluzi apresentou desempenho satisfatório, evidenciado por um coeficiente de determinação ($R^2 = 0,8352$), o que indicou um excelente ajuste e forte correlação entre os dados simulados e observados. Os indicadores estatísticos reforçaram a qualidade das simulações: NSE atingiu 0,767, enquanto o viés percentual foi de aproximadamente 11,78%. Quanto aos indicadores de incerteza, o P-fator apresentou valor de 0,79 e o R-fator foi de 0,76, ambos dentro das faixas consideradas aceitáveis. Segundo Tessema *et al.* (2021), o aumento do NSE em relação ao período de calibração evidencia a boa capacidade de generalização do modelo, condição essencial para sua aplicação em cenários futuros, análise de impactos climáticos e suporte à tomada de decisão em políticas de gestão hídrica.

Esses resultados posicionam o modelo dentro dos padrões de desempenho para simulações hidrológicas em bacias tropicais e subtropicais, dado que diversos estudos reforçam essa confiabilidade do SWAT. Por exemplo Le (2014) validou o modelo na bacia do rio Zambeze, em Moçambique, com NSE = 0,76; Singh *et al.* (2022), em bacias da Índia Central, obtiveram NSE = 0,78; Mwelwa *et al.* (2024), na bacia do rio Kafue na Zâmbia, alcançaram NSE = 0,79. Na América Latina, Daneshvar *et al.* (2021), validaram o SWAT no Peru com NSE = 0,80, e Paz *et al.* (2022), aplicaram o modelo na bacia do rio Doce, no Brasil, obtendo NSE = 0,77. Os valores observados para a BH do rio Umbeluzi foram compatíveis com os demais resultados obtidos em bacias com clima tropical e subtropical, indicando que o desempenho do modelo na região está em concordância com outros estudos de padrões globais.

A validação demonstrou que o modelo foi capaz de manter sua performance mesmo quando submetido a dados independentes e sob diferentes condições hidrológicas, o que reforça a robustez do processo de calibração. Essa estabilidade operacional foi crucial para a

confiabilidade do SWAT em simulações de longo prazo, projeções de mudanças climáticas e na formulação de estratégias de manejo de recursos hídricos em bacias hidrográficas.

Contudo, algumas limitações persistiram, tanto como foi observado na calibração, o modelo apresentou subestimação durante eventos hidrológicos extremos, especialmente em cheias intensas e de curta duração. Esses desvios foram atribuídos à baixa densidade espacial e temporal das estações pluviométricas, além das limitações intrínsecas ao modelo, como a discretização da bacia em subunidades hidrológicas homogêneas e a parametrização simplificada de processos como infiltração, escoamento superficial e resposta do solo. Nesse sentido, a incorporação de dados pluviométricos de alta resolução, sensoriamento remoto e o acoplamento com modelos hidrodinâmicos de maior detalhamento espacial poderiam atenuar tais deficiências, melhorando a representação dos extremos hidrológicos.

Os resultados de validação confirmam a eficácia do modelo SWAT na simulação do regime hidrológico da bacia do rio Umbeluzi, ao mesmo tempo em que evidenciam pontos críticos a serem aprimorados. O bom desempenho geral do modelo, aliado à sua capacidade de replicar padrões hidrológicos sob diferentes condições climáticas, sustenta seu uso como uma ferramenta robusta para planejamento hídrico, avaliação de cenários de uso do solo e estudo de impactos das mudanças climáticas na disponibilidade hídrica regional.

3.4 CONCLUSÕES

A aplicação do modelo SWAT na BH do rio Umbeluzi demonstrou ser eficaz na simulação dos processos hidrológicos fundamentais da região, mesmo diante das limitações de dados. A estruturação dos dados de entrada e a modelagem espacial detalhada permitiram representar adequadamente a heterogeneidade fisiográfica da bacia.

A análise de sensibilidade contribuiu para identificar os parâmetros com maior impacto sobre as simulações, orientando uma calibração mais eficiente. Os resultados obtidos na calibração e validação indicaram bom desempenho do modelo, com índices estatísticos robustos e coerentes com a literatura internacional.

A modelagem evidenciou a dominância da evapotranspiração no balanço hídrico, seguida pelo escoamento superficial e escoamento de base, características típicas de bacias tropicais com regime de chuvas sazonal. A capacidade do modelo em simular a sazonalidade e captar as variações interanuais reforça sua utilidade como ferramenta de suporte à gestão hídrica, planejamento do uso da terra e avaliação de cenários de mudanças climáticas.

No entanto, a subestimação de eventos extremos e de estiagem sugere a necessidade de aprimoramentos, como a incorporação de dados pluviométricos de maior resolução e o refinamento dos parâmetros de fluxo subterrâneo. Ainda assim, os resultados obtidos atestam a robustez do modelo SWAT e sua aplicabilidade na bacia do Umbeluzi, servindo de base para futuras aplicações em outras regiões com características similares.

3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKOKO, G. *et al.* **A review of SWAT model application in Africa.** Water, Suíça, v. 13, n. 9, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13091313>

ANDRIOLO, M. V.; SANTOS, I.; GIBERTONI, R. C. **Calibração do modelo SWAT para a produção e transporte de sedimentos.** Brasil, 2008. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/237703445>. Acesso em: 25 jul. 2025.

BERNARDES SILVA, F. **Modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do rio Paracatu:** avaliação do modelo WEAP como ferramenta de planejamento e gestão de recursos hídricos. 2017. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil, 2017.

CHIMTENGO, M. *et al.* **Analysing changes in water availability to assess environmental water requirements in the Rivirivi River basin, Southern Malawi.** Physics and Chemistry of the Earth, Holanda, v. 67–69, p. 202–213, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2013.10.007>

CORREIA, L. C.; ALVES, M. G.; DA SILVA JÚNIOR, G. C. **Groundwater recharge estimation using the Water-Table Fluctuation method in the continental portion of Campos Sedimentary Basin.** Águas Subterrâneas, Brasil, v. 35, n. 3, 2021. <https://doi.org/10.14295/ras.v35i3.30079>

DANESHVAR, F. *et al.* **Development of strategy for SWAT hydrologic modeling in data-scarce regions of Peru.** Journal of Hydrologic Engineering, EUA, v. 26, n. 7, 2021. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0002086](https://doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0002086)

DELGADO, J. M.; MERZ, B.; APEL, H. **A climate-flood link for the lower Mekong River.** Hydrology and Earth System Sciences, Alemanha, v. 16, n. 5, p. 1533–1541, 2012. <https://doi.org/10.5194/hess-16-1533-2012>

FERNANDES CUNHA, S. *et al.* **Revista Brasileira de Recursos Hídricos.** Brasil, n.d.

GANIYU ADEOGUN, A.; FATAI SULE, B.; SALAMI, A. W. **Simulation of sediment yield at the upstream watershed of Jebba Lake in Nigeria using SWAT model.** Malaysian Journal of Civil Engineering, Malásia, v. 27, n. 1, 2015.

GASIRABO, A. *et al.* **SWAT model calibration for hydrological modeling using concurrent methods, a case of the Nile Nyabarongo River basin in Rwanda.** Frontiers in Water, EUA, v. 5, 2023. <https://doi.org/10.3389/frwa.2023.1268593>

GEBREMICAEL, T. G. *et al.* **Trend analysis of runoff and sediment fluxes in the Upper Blue Nile basin.** Journal of Hydrology, Holanda, v. 482, p. 57–68, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.023>

GREY, O. P. *et al.* **Application of the Soil and Water Assessment Tool (SWAT Model) on a small tropical island (Great River Watershed, Jamaica).** Revista de Biología Tropical, Costa Rica, v. 62, p. 293–305, 2014.

GURUSINGHE, T. *et al.* **Developing a foundational hydrological model for the Limpopo River basin using the Soil and Water Assessment Tool Plus (SWAT+).** CGIAR Initiative, n.d.

HEYNS, P. S. V. H.; PATRICK, M. J.; TURTON, A. R. **Transboundary water resource management in Southern Africa.** International Journal of Water Resources Development, Reino Unido, v. 24, n. 3, p. 371–383, 2008. <https://doi.org/10.1080/07900620802127317>

JUÍZO, D.; HJORTH, P. **Application of a district management approach to Southern African river basin systems.** Water Policy, Reino Unido, v. 11, n. 6, p. 719–730, 2009. <https://doi.org/10.2166/WP.2009.301>

LA GUARDIA, M. J.; HALE, R. C.; NEWMAN, B. **Brominated flame-retardants in sub-saharan Africa.** Environmental Science and Technology, EUA, v. 47, n. 17, p. 9643–9650, 2013. <https://doi.org/10.1021/ES4020212>

LE, P. **Hydraulic-hydrologic model for the Zambezi River using satellite data and AI techniques.** 2014. Dissertação (Mestrado) – Instituto Superior Técnico, Portugal, 2014.

MARTINS RODRIGUES, B. *et al.* **Scientia Agraria, Universidade Federal do Paraná, Brasil, v. 16, p. 58–79, 2015.** <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=99546853005>

MENGISTU, A. G.; VAN RENSBURG, L. D.; WOYESSA, Y. E. **Techniques for calibration and validation of SWAT model in data scarce arid catchments in South Africa.** Journal of Hydrology: Regional Studies, Holanda, v. 25, 100621, 2019. <https://doi.org/10.1016/J.EJRH.2019.100621>

MORIASI, D. N. *et al.* **Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations.** Transactions of the ASABE, EUA, v. 50, n. 3, 1983.

MOSHIR PANAHI, D. *et al.* **Variability and change in the hydro-climate and water resources of Iran over a recent 30-year period.** Scientific Reports, Reino Unido, v. 10, n. 1, p. 1–9, 2020. <https://doi.org/10.1038/S41598-020-64089-Y>

MWELWA, D. *et al.* **Assessment of catchment water resources allocation under climate change in Luwombwa sub-catchment, Zambia.** Heliyon, Reino Unido, v. 10, n. 21, e39962, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e39962>

NACHTERGAELE, F. *et al.* **Harmonized World Soil Database.** Áustria, 2008.

NAMUGIZE, J. N. *et al.* **Assessment of the Hype Model for simulation of water and nutrients in the Upper uMgeni River Catchment in South Africa.** Hydrology and Earth System Sciences Discussions, Alemanha, 2017. <https://doi.org/10.5194/hess-2017-365>

NDHLOVU, G. Z.; WOYESSA, Y. E. **Use of gridded climate data for hydrological modelling in the Zambezi River Basin, Southern Africa.** Journal of Hydrology, Holanda, v. 602, 126749, 2021. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2021.126749>

PAZ, Y. M. *et al.* **Spatial assessment of sediment production and strategies for reducing erosive processes in a watershed in Northeastern Brazil.** Derbyana, Brasil, v. 43, 2022. <https://doi.org/10.14295/derb.v43.753>

PILLAY, K.; SIMATELE, M. D. **Evaluating changes in flood frequency due to climate change in the Western Cape, South Africa.** Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, Alemanha, v. 38, n. 10, p. 3929–3950, 2024. <https://doi.org/10.1007/S00477-024-02786-0>

SETEGN, S. G. *et al.* **Modeling of sediment yield from Anjeni-gauged watershed, Ethiopia using SWAT model.** Journal of the American Water Resources Association, EUA, v. 46, n. 3, p. 514–526, 2010. <https://doi.org/10.1111/J.1752-1688.2010.00431.X>

SILVA, T. P. *et al.* **Best management practices to reduce soil erosion and change water balance components in watersheds under grain and dairy production.** International Soil and Water Conservation Research, China, v. 12, n. 1, p. 121–136, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2023.06.003>

SINGH, L. *et al.* **Streamflow regionalisation of an ungauged catchment with machine learning approaches.** Hydrological Sciences Journal, Reino Unido, v. 67, n. 6, p. 886–897, 2022. <https://doi.org/10.1080/02626667.2022.2049271>

SITTA, A. *et al.* **Dissemination and on-farm use of the seasonal forecast and other climate services in Southwest Niger.** American Journal of Climate Change, EUA, v. 14, n. 2, p. 147–169, 2025. <https://doi.org/10.4236/AJCC.2025.142008>

TESSEMA, N.; KEBEDE, A.; YADETA, D. **Modelling the effects of climate change on streamflow using climate and hydrological models: the case of the Kesem sub-basin of the Awash River basin, Ethiopia.** International Journal of River Basin Management, Reino Unido, v. 19, n. 4, p. 469–480, 2021. <https://doi.org/10.1080/15715124.2020.1755301>

THOMAS, T.; GHOSH, N. C.; SUDHEER, K. P. **Hydrological modelling of Narmada basin in Central India using SWAT.** Índia, n.d.

WALKER, W. R.; PRESTWICH, C.; SPOFFORD, T. **Development of the revised USDA-NRCS intake families for surface irrigation.** Agricultural Water Management, Holanda, v. 85, n. 1–2, p. 157–164, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2006.04.002>

WANG, Y. *et al.* **The application of improved SWAT model to hydrological cycle study in karst area of South China.** Sustainability, Suíça, v. 11, n. 18, 2019. <https://doi.org/10.3390/su11185024>

WATSON, A. *et al.* **Estimation of groundwater recharge via percolation outputs from a rainfall/runoff model for the Verlorenvlei estuarine system, West Coast, South Africa.** Journal of Hydrology, Holanda, v. 558, p. 238–254, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.01.028>

WHITE, K. L.; CHAUBEY, I. **Sensitivity analysis, calibration, and validations for a multisite and multivariable SWAT model.** Journal of the American Water Resources Association, EUA, v. 41, n. 5, p. 1077–1089, 2005. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2005.tb03786.x>

ZHAO, F. *et al.* **Parameter uncertainty analysis of the SWAT model in a mountain-loess transitional watershed on the Chinese Loess Plateau.** Water, Suíça, v. 10, n. 6, 2018. <https://doi.org/10.3390/w10060690>

CAPÍTULO IV – “AVALIAÇÃO DA APLICABILIDADE DA INTEGRAÇÃO HIDRODINÂMICA E MODELAGEM DA QUALIDADE DE ÁGUA DO RIO UMBELUZI APLICANDO O QUAL-UFGM”

RESUMO

O Capítulo IV abordou a simulação da qualidade da água no rio Umbeluzi aplicando o modelo QUAL-UFGM, utilizando como base hidrodinâmica os dados simulados pelo modelo SWAT. A modelagem teve como objetivo avaliar a variação espacial de parâmetros como demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) e coliformes termotolerantes (CTerm), ao longo de 65 km do curso principal do rio. Os resultados, ao serem comparados com dados observados, indicaram desempenho insatisfatório para a maioria das variáveis simuladas. As métricas estatísticas revelaram baixo ajuste, com NSE = -3,71 para DBO₅, -2,34 para NT, -1,71 para PT e -12,73 para coliformes termotolerantes. Apenas o oxigênio dissolvido apresentou desempenho razoável (NSE = 0,20; R² = 0,20; RMSE = 1,22 mg/L), evidenciando as limitações do modelo na ausência de dados detalhados sobre fontes de poluição. Apesar dos resultados numéricos insatisfatórios, a simulação reproduziu tendências espaciais coerentes com o uso e cobertura da terra, apontando degradação nas zonas urbanas e evidências de autodepuração a jusante. Outrossim a integração entre SWAT e QUAL-UFGM notou-se tecnicamente viável para bacias com escassez de dados, desde que associada à caracterização adequada das fontes poluidoras e a realização da simulação dos tributários do curso d'água principal.

Palavras chaves: Simulação de qualidade de água, QUAL-UFGM, Gestão ambiental, Poluição.

ABSTRACT

Chapter IV addressed the simulation of water quality in the Umbeluzi River using the QUAL-UFGM model, based on hydrodynamic data simulated by the SWAT model. The modeling aimed to assess the spatial variation of parameters such as biochemical oxygen demand (BOD₅), dissolved oxygen (DO), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), and thermotolerant coliforms (CTerm) along 65 km of the river's main course. The results, when compared with observed data, indicated unsatisfactory performance for most of the simulated variables. Statistical metrics revealed poor fit, with NSE = -3.71 for BOD₅, -2.34 for TN, -1.71 for TP, and -12.73 for thermotolerant coliforms. Only dissolved oxygen showed reasonable performance (NSE = 0.20; R² = 0.20; RMSE = 1.22 mg/L), highlighting the limitations of the model in the absence of detailed data on pollution sources. Despite the unsatisfactory numerical results, the simulation reproduced spatial trends consistent with land use and land cover, indicating degradation in urban areas and evidence of self-purification downstream. Furthermore, the integration between SWAT and QUAL-UFGM proved technically feasible for data-scarce basins, provided that it is associated with proper characterization of pollution sources and the inclusion of tributary simulations of the main river course.

Keywords: Water quality simulation, QUAL-UFGM, Environmental management, Pollution.

4.1 INTRODUÇÃO

A qualidade da água constitui um dos pilares fundamentais para o desenvolvimento sustentável, sendo determinante para a manutenção dos ecossistemas aquáticos e para o atendimento das necessidades humanas em múltiplos setores, como o abastecimento público, irrigação, indústria, lazer e preservação ambiental. Em bacias hidrográficas (BH) sob crescente pressão antrópica, como ocorre na bacia do rio Umbeluzi, em Moçambique, a compreensão dos processos que afetam a qualidade da água e a antecipação de seus impactos tornam-se cruciais para uma gestão eficiente dos recursos hídricos (Edokpayi *et al.*, 2016).

A degradação da qualidade da água está geralmente associada à presença de cargas poluentes oriundas de fontes pontuais e difusas, como efluentes domésticos e industriais, uso inadequado do solo, práticas agrícolas intensivas e descarte irregular de resíduos. Essa problemática afeta não apenas os ecossistemas aquáticos, mas também a saúde pública e a segurança hídrica das populações ribeirinhas (Von Sperling, 2014). Diante desse cenário, a utilização de ferramentas de modelagem ambiental representa um importante avanço no entendimento da dinâmica dos corpos hídricos e no apoio à tomada de decisão por parte de gestores públicos e formuladores de políticas (Araujo *et al.*, 2024).

A modelagem da qualidade da água tem se consolidado como uma abordagem essencial na análise de rios e córregos sujeitos à contaminação, ao possibilitar a representação dos principais processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem ao longo dos corpos hídricos. Dentre os modelos disponíveis, destaca-se o QUAL-UFMG, desenvolvido no Brasil pela Universidade Federal de Minas Gerais, como uma evolução aprimorada do modelo QUAL2E, originalmente concebido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) (Gomes *et al.*, 2018).

O QUAL-UFMG simula a variação espacial e temporal de diversas variáveis de qualidade da água, tais como oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, fósforo total e coliformes termotolerantes, permitindo análises mais detalhadas e adaptadas à realidade brasileira. De acordo com Von Sperling (2007), a aplicação de modelos matemáticos, como o QUAL-UFMG, constitui um instrumento valioso para prever cenários, subsidiar a tomada de decisão e promover a gestão integrada dos recursos hídricos, especialmente em bacias hidrográficas com significativa influência antrópica.

A integração entre modelos hidrológicos e de qualidade da água amplia a capacidade de avaliação ambiental, uma vez que permite utilizar as vazões simuladas por modelos como o SWAT como entradas no QUAL-UFMG, promovendo uma análise hidrodinâmica mais robusta

e representativa. O modelo SWAT, amplamente empregado em estudos de simulação hidrológica e de uso do solo, permite gerar séries de vazões consistentes ao longo do tempo, mesmo em regiões com escassez de dados observacionais, como é o caso da bacia do rio Umbeluzi (Adeogun *et al.*, 2015).

Apesar da crescente aplicação de modelos hidrológicos e de qualidade da água em diversas regiões do mundo, ainda há uma lacuna significativa de estudos integrados voltados à bacia do rio Umbeluzi. Essa ausência reforça a relevância científica e prática do presente trabalho.

Este capítulo teve como objetivo avaliar a aplicabilidade da modelagem da qualidade da água no curso principal do rio Umbeluzi, utilizando o modelo QUAL-UFGM com base nas vazões simuladas pelo modelo SWAT, buscando avaliar o comportamento dos principais variáveis de qualidade ao longo do trecho modelado e identificar pontos críticos de poluição.

4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

A modelagem da qualidade da água foi desenvolvida para o curso principal do rio Umbeluzi (Figura 2.5), localizado na região sul de Moçambique. A bacia hidrográfica do rio Umbeluzi possui significativa relevância hídrica e socioeconômica, sendo responsável pelo abastecimento de populações urbanas e rurais, bem como pelo suporte às atividades agrícolas e industriais. A BH do rio Umbeluzi é marcada por crescente ocupação antrópica, intensificação do uso do solo e limitações no monitoramento da qualidade da água, o que torna essencial o uso de modelos matemáticos para suporte à gestão dos recursos hídricos.

4.2.1 Estruturação e fontes de dados

Os dados utilizados na modelagem da qualidade da água do curso principal do rio Umbeluzi foram organizados em duas categorias principais: hidrológicos e de qualidade da água. Os dados hidrológicos foram derivados das simulações hidrodinâmicas realizadas com o modelo SWAT, descritas no Capítulo III desta dissertação. O modelo apresentou bom desempenho ($NSE = 0,76$), indicando sua adequação para fornecer vazões médias mensais para o período de 1994 a 2023, utilizadas como base para o modelo QUAL-UFGM. Essas vazões foram inseridas em pontos de controle distribuídos ao longo do curso principal do rio.

Já as informações sobre qualidade da água foram obtidas a partir de campanhas realizadas pela Administração Regional de Águas do Sul (ARASUL), por meio da Delegação Regional de Maputo (AdRN), abrangendo tanto o período seco quanto o chuvoso. As principais

variáveis monitoradas pela ARASUL e que foram utilizados na modelagem foram DBO, OD, NT, PT e CTerm, por sua relevância na simulação dos processos de autodepuração, nitrificação, mineralização e sedimentação representados no QUAL-UFGM. As concentrações foram distribuídas espacialmente ao longo dos trechos do modelo, levando em conta a posição dos pontos de coleta e o tempo de viagem da água entre os trechos.

4.2.2 Configuração do modelo QUAL-UFGM

O modelo QUAL-UFGM, desenvolvido por Von Sperling (2007) a partir da adaptação do QUAL2E, foi utilizado como ferramenta computacional para simular a qualidade da água em corpos hídricos fluviais. Sua estrutura permitiu representar, de forma simplificada e eficiente, os processos físicos, químicos e biológicos ocorrentes ao longo do curso da água. Adotou-se uma abordagem de simulação unidimensional e estática, o que possibilitou a avaliação espacial das concentrações de diversos constituintes, incluindo oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT) e coliformes termotolerantes (CTerm).

Para a presente pesquisa, o modelo foi aplicado exclusivamente ao curso principal do rio Umbeluzi, com o objetivo de avaliar a dinâmica da qualidade da água sob diferentes condições hidrológicas e de uso do solo. A escolha por modelar apenas o rio principal deveu-se à disponibilidade de dados e à necessidade de compreender preliminarmente os padrões de variação espacial dos parâmetros de qualidade da água. Futuramente, pretende-se expandir a simulação para os principais afluentes da bacia hidrográfica, a fim de permitir uma caracterização mais abrangente e precisa da qualidade da água, considerando a significativa influência que esses tributários exercem sobre os atributos do ambiente aquático.

A seguir, são descritas as etapas e critérios adotados para a configuração do QUAL-UFGM, a partir da integração de dados hidrológicos e de qualidade da água previamente estruturados.

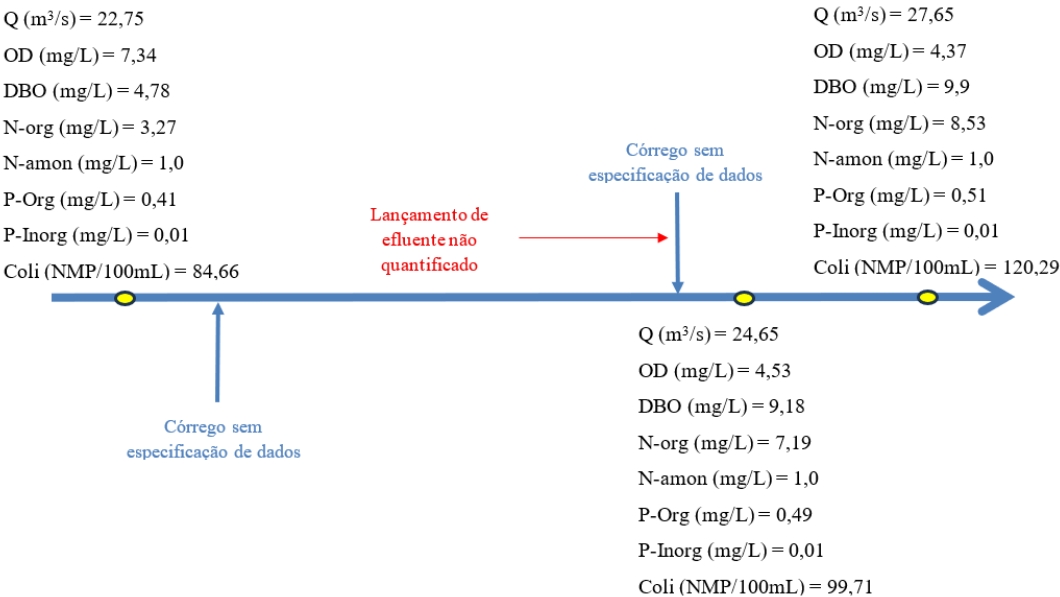
a) Segmentação do curso principal

A segmentação do curso principal do rio Umbeluzi, com aproximadamente 65 km de extensão, foi realizada com base na localização das estações de monitoramento da qualidade da água. O trecho modelado estendeu-se desde a região de Goba, na fronteira com o Reino de Eswatini, até o estuário de Espírito Santo. Para fins de discretização no modelo QUAL-UFGM, o rio foi subdividido em segmentos hidrológicos correspondentes aos pontos de monitoramento disponíveis, adotando-se uma abordagem que considerou a posição espacial dessas estações ao

longo do canal principal. Essa delimitação permitiu a representação mais fiel da variabilidade espacial dos parâmetros de qualidade da água ao longo do trecho analisado.

Para representar o sistema no modelo QUAL-UFGM, foi elaborado um diagrama unifilar (Figura 4.1), no qual o rio foi modelado como uma sequência linear de trechos interconectados. Nesse arranjo, cada trecho correspondeu à distância entre pontos de monitoramento. Devido à ausência de informações detalhadas sobre lançamentos de esgoto, atividades agropecuárias e outras fontes de poluição, não foram consideradas cargas de entrada provenientes de fontes pontuais ou difusas. Assim, a modelagem baseou-se exclusivamente nos dados observados nas estações de monitoramento localizadas a montante, a jusante e no entorno da região de Boane.

Figura 4.1 – Diagrama unifilar do curso principal do rio Umbeluzi



Fonte: Autor (2025).

A adoção da abordagem unifilar permitiu uma análise simplificada da dinâmica da qualidade da água ao longo do canal principal, com base exclusivamente nas condições observadas nos pontos de monitoramento. Essa estrutura favoreceu a visualização do comportamento longitudinal do sistema hídrico, além de subsidiar de forma eficaz a parametrização do modelo QUAL-UFGM e a posterior interpretação dos resultados obtidos por meio das simulações.

b) Variáveis de qualidade de água a serem simuladas pelo QUAL-UFGM

Com base na compatibilidade com os processos representados no modelo QUAL-UFGM e na relevância ambiental para a bacia, foram selecionadas as seguintes variáveis para

simulação: OD, DBO, NT, PT e CTerm. De acordo com Silva *et al.* (2023), essas variáveis são fundamentais para a avaliação da qualidade da água em corpos hídricos sujeitos a pressões antrópicas, como lançamento de esgoto doméstico e cargas difusas de origem agrícola.

A simulação dessas variáveis permitiu avaliar os principais processos de transformação e transporte de poluentes ao longo dos segmentos definidos, possibilitando uma caracterização robusta do estado ambiental do rio Umbeluzi (Souza *et al.*, 2023).

c) Configuração no Microsoft Excel

Foi utilizada a versão 2017 do modelo QUAL-UFMG, que possui interface em Microsoft Excel para entrada dos dados. Nesta interface, foram inseridos os dados hidrodinâmicos obtidos pelo modelo SWAT, incluindo as vazões simuladas, além das variáveis de qualidade da água selecionadas (oxigênio dissolvido, DBO, nitrogênio total, fósforo total e carbono térmico) (Von Sperling, 2014). Também foram consideradas as características físicas dos segmentos definidos na etapa de segmentação do rio. Os dados foram aplicados nas bordas do sistema, ou seja, nos pontos de entrada e saída de cada trecho, para refletir as variações espaciais de qualidade e quantidade da água ao longo do percurso.

4.2.3 Estimativa dos coeficientes

a) Taxa de desoxigenação

A taxa de desoxigenação (K_1) foi estimada com base em valores bibliográficos ajustados às condições específicas da bacia do rio Umbeluzi. Inicialmente, foram adotadas faixas típicas de K_1 obtidas em laboratório a 20 °C, conforme Medeiros *et al.* (2023) e Von Sperling (2014), considerando o tipo e o grau de tratamento da carga orgânica afluyente. Em seguida, os valores foram ajustados para as diferentes seções do rio conforme a tipologia dos aportes orgânicos, presença de infraestrutura de tratamento, uso do solo e temperatura média da água.

Tabela 4.1 – Valores típicos de K_1 em condições de laboratório (base e, 20°C)

Origem	K_1 (d ⁻¹)
Esgoto bruto concentrado	0,35 - 0,45
Esgoto bruto de baixa concentração	0,30 - 0,40
Efluente primário	0,30 - 0,40
Efluente secundário	0,12 - 0,24
Curso de águas limpas	0,08 - 0,20

Fonte: Von Sperling (2014)

b) Determinação do Coeficiente de Remoção Efetiva da DBO (K_d)

A estimativa do coeficiente de remoção efetiva da DBO (K_d) foi realizada com base na calibração do modelo QUAL-UFGM, considerando as características morfológicas e hidráulicas dos trechos simulados. Inicialmente, foram adotados valores de referência dentro da faixa típica para rios de regiões tropicais. Em seguida, procedeu-se à calibração por ajuste iterativo dos valores de K_d até que as concentrações simuladas de DBO apresentassem boa concordância com os dados observados em campo (Von Sperling, 2014).

Durante o processo de calibração, considerou-se a profundidade média dos trechos como critério para definição preliminar de K_d , visto que rios mais rasos favorecem maior interação entre a água e o fundo, intensificando os processos de remoção de matéria orgânica.

Tabela 4.2 – Valores típicos dos coeficientes de remoção de DBO (K_1 e K_d) (base e, 20°C)

Origem	K_1 (d ⁻¹)	K_d do rio	
		Rios rasos	Rios profundos
Curso de água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35 - 0,45	0,50 - 1,00	0,35 - 0,50
Curso de água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30 - 0,40	0,40 - 0,80	0,30 - 0,45
Curso de água recebendo efluente primário	0,30 - 0,40	0,40 - 0,80	0,30 - 0,45
Curso de água recebendo efluente secundário	0,12 - 0,24	0,12 - 0,24	0,12 - 0,24
Curso de água com águas limpas	0,08 - 0,20	0,08 - 0,20	0,08 - 0,20

Fonte: Medeiros *et al.*, (2023) adaptado de Von Sperling (2014).

c) Coeficiente de reaeração

O coeficiente de reaeração (K_2) foi determinado a partir de valores médios tabelados, conforme apresentado na (Tabela 4.3), selecionados com base nas características hidráulicas do trecho fluvial, como a profundidade do rio e a velocidade do escoamento (Gonçalves *et al.*, 2022). Esta abordagem foi adotada devido à dificuldade de obtenção de dados específicos para o cálculo direto do coeficiente em campo, que exige medições detalhadas e equipamentos especializados (Rodrigues *et al.* 2021). Os valores escolhidos refletem condições típicas observadas na bacia estudada e são amplamente utilizados em modelagens de qualidade da água quando há limitações de monitoramento. Assim, o K_2 aplicado neste estudo representa a taxa média de transferência de oxigênio da atmosfera para a coluna d'água, fundamental para a avaliação do balanço de oxigênio dissolvido no sistema.

Tabela 4.3 – Valores típicos de K_2 aplicados na modelagem QUAL-UFMG

Corpo de água	K_2 (d^{-1})	
	<i>Rios rasos</i>	<i>Rios profundos</i>
Pequenas lagoas	0,23	0,12
Rios vagarosos, grandes lagos	0,37	0,23
Grandes rios com baixa velocidade	0,46	0,37
Grandes rios com velocidade normal	0,69	0,46
Rios rápidos	1,15	0,69
Corredeiras e quedas de água	>1,61	>1,15

Fonte: Von Sperling (2014).

d) Coeficiente de remoção de DBO por sedimentação (K_s)

O coeficiente K_s foi calculado dividindo-se a velocidade de sedimentação das partículas orgânicas pela profundidade média do rio, considerando as características morfológicas do trecho estudado. Valores típicos de K_s foram selecionados conforme a profundidade e o tipo de efluente recebido (bruto ou tratado), baseando-se em faixas indicadas na (Tabela 4.4), extraídas de estudos consolidados de Lima *et al.* (2022) e Von Sperling (2014). Rios mais rasos e com maior concentração de sólidos sedimentáveis receberam valores de K_s mais elevados, refletindo maior eficiência na remoção por sedimentação.

Tabela 4.4 - Valores aproximados de K_s aplicados na modelagem QUAL-UFMG

Descrição	K_s (d^{-1})
Rios rasos ($H \leq 1,00$)	0,10 a 0,50
Rios intermédios ($1 \leq H < 2$)	0,05 a 0,20
Rios Profundos	0,00 a 0,05

Fonte: Von Sperling (2014).

e) Influência da temperatura nos coeficientes

Os coeficientes cinéticos de desoxigenação (K_1), remoção efetiva de DBO (K_d) e reaeração (K_2) foram ajustados para refletir as variações da temperatura da água na bacia do rio Umbeluzi. Para isso, utilizou-se a relação empírica recomendada por Von Sperling (2014), que corrige os valores de referência obtidos a 20 °C para as temperaturas ambientais específicas. O ajuste foi realizado aplicando a (Equação 4.1), que considera a temperatura da água medida no local, permitindo uma representação mais realista das taxas dos processos biogeoquímicos simulados pelo modelo QUAL-UFMG (Carvalho *et al.*, 2023).

$$K_{1T} = K_{120} * \theta^{(T-20)} \quad [4.1]$$

Em que:

K_{1T} = K_1 a uma temperatura T qualquer (d^{-1});

K_{120} = K_1 a uma temperatura T = 20 °C (d^{-1});

T = temperatura do líquido (°C);

θ = coeficiente de temperatura (-).

Para K_1 e K_d o valor usualmente empregado para coeficiente de temperatura θ é de 1,047 (EPA, 1987). Como também há influência da temperatura no coeficiente de reaeração K_2 , também se utiliza a Equação 4.1, mas o valor de coeficiente de temperatura θ é de 1,024 (EPA,1987).

4.2.4 Calibração e validação do modelo

A calibração do modelo QUAL-UFMG foi conduzida de forma iterativa, com o objetivo de ajustar os parâmetros de modo que os resultados simulados se aproximassem dos dados observacionais coletados nos pontos de controle ao longo do rio Umbeluzi. A cada ajuste, uma nova simulação era realizada e os resultados eram comparados com os valores medidos em campo, permitindo uma calibração progressiva e refinada do modelo.

Os principais parâmetros ajustados incluíram o coeficiente de desoxigenação, fundamental para a representação da dinâmica do OD e da DBO, bem como os coeficientes de nitrificação, K_s e K_2 .

a) Determinação de oxigênio dissolvido (OD)

A Equação 4.2 define a taxa de variação do déficit de OD no corpo hídrico e a Equação 4.3 está relacionada com a concentração de OD em um dado instante.

$$\frac{dD}{dt} = K_d * L - K_2 * (C_s - C) \quad [4.2]$$

$$C_t = C_s - \left\{ \frac{K_1 * L_o}{K_2 - K_1} * (e^{-K_1 * t} - e^{-K_2 * t}) + (C_s - C_o) * e^{-K_2 * t} \right\} \quad [4.3]$$

Em que:

D = déficit de oxigênio dissolvido (mg/L);

T = tempo (d);

K_d = coeficiente de decomposição da matéria orgânica (d^{-1});

K_2 = coeficiente de reaeração (d^{-1});

K_1 = coeficiente de desoxigenação (d^{-1});

L = concentração de DBO remanescente (mg/L);

L_o = demanda última de oxigênio (mg/L);

C_t = concentração ao longo do percurso (mg/L);

C_s = concentração de saturação de OD (mg/L);

C_o = concentração de OD na mistura (mg/L);

C = concentração de OD em um tempo t (mg/L).

b) Demanda bioquímica de oxigênio

No cálculo da DBO, foi levado em consideração o coeficiente de decomposição da matéria orgânica (K_d), a remoção de matéria orgânica através da sedimentação, além da contribuição difusa de DBO.

$$\frac{dD}{dt} = K_d * L - K_s * L + L_{rd} \quad [4.4]$$

Em que:

K_s = coeficiente de sedimentação e da matéria orgânica (d^{-1});

L_{rd} = contribuição difusa de DBO (mg/L).

c) Nitrogênio total

As Equações 4.5 e 4.6 foram utilizadas para simular as concentrações de nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal ao longo do tempo, respectivamente. A Equação 4.7 foi utilizada para simular as concentrações de N_{total} , sendo feita a simplificação no presente estudo de não considerar as concentrações de nitrito e nitrato.

$$\frac{dN_{org}}{dt} = K_{Oa} * N_{org} - K_{so} * N_{org} \quad [4.5]$$

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = K_{Oa} * N_{org} - K_{ao} * N_{amon} \quad [4.6]$$

$$N_{total} = N_{org} - N_{amon} \quad [4.7]$$

Em que:

N_{total} = concentração de nitrogênio total (mg/L);

N_{org} = concentração de nitrogênio orgânico (mg/L);

N_{amon} = concentração de nitrogênio amoniacal (mg/L);

K_{Oa} = coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico em amônia (d^{-1});

K_{so} = coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico (d^{-1});

K_{an} = coeficiente de conversão de amônia a nitrato (d^{-1}).

d) Fósforo

As Equações 4.8 e 4.9 foram utilizadas para simular as concentrações de fósforo orgânico e inorgânico, respectivamente no curso do rio Umbeluzi. A Equação 4.10 foi utilizada para simular as concentrações de PT.

$$\frac{dP_{org}}{dt} = -K_{Ot} * P_{org} - K_{spo} * P_{org} \quad [4.8]$$

$$\frac{dP_{inorg}}{dt} = K_{Ot} - P_{org} - K_{spo} + \frac{P_{inorg}}{H} \quad [4.9]$$

$$N_{total} = P_{org} + P_{amon} \quad [4.10]$$

Em que:

P_{org} = concentração de fósforo orgânico (mg/L);

K_{oi} = coeficiente de conversão do fósforo orgânico a fósforo inorgânico (d^{-1});

K_{spo} = coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico (d^{-1});

P_{inorg} = concentração de fósforo inorgânico (mg/L);

S_{Pinorg} = coeficiente de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo ($gO_2/m^2/dia$);

H = profundidade do curso de água (m);

P_{total} = concentração de fósforo total (mg/L).

Para avaliar a qualidade da calibração foram utilizados métodos estatísticos, como o coeficiente de determinação (R^2), o Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) e a raiz do erro quadrático médio (RMSE). Essas métricas quantificam a proximidade entre os dados simulados e observados, ajudando a avaliar a eficácia dos ajustes realizados.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2} \quad [4.11]$$

Em que: O_i representa os valores observados e P_i os valores previstos.

A validação do modelo consistiu na confirmação do ajuste dos parâmetros obtidos na calibração do modelo. Isso foi feito através da comparação do resultado do modelo, mantendo-se os parâmetros previamente determinados na calibração, com uma nova série de dados medidos ou observados nos pontos de monitoramento (Figura 2.8).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A simulação realizada com o modelo QUAL-UFGM gerou perfis longitudinais médios anuais para as variáveis oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), carbono térmico (CTerm) e componentes do balanço de OD ao longo de aproximadamente 65 km do curso principal do rio Umbeluzi. Os dados apresentados referem-se à média anual, sem distinção entre períodos sazonais.

Os resultados indicaram uma evolução espacial consistente com o comportamento típico de um sistema em regime de autodepuração, considerando-se que não foram incluídas fontes pontuais ou difusas ao longo do trecho analisado. As concentrações das variáveis refletiram a dinâmica natural do rio, demonstrando a capacidade do modelo em representar processos biogeoquímicos importantes para o diagnóstico ambiental da bacia.

A calibração dos parâmetros cinéticos no modelo QUAL-UFGM visou representar com precisão os processos de autodepuração ao longo do rio Umbeluzi, utilizando dados anuais e desconsiderando variações sazonais. O ajuste dos parâmetros foi orientado pela comparação entre os valores simulados e observados das variáveis em estudo coletados nas estações de monitoramento (Goba, Umbeluzi Particular e Umbeluzi Agrícola), com base nas métricas estatísticas acima descritas.

Dentre os parâmetros analisados, apenas o coeficiente de reaeração (K_2) apresentou variação espacial entre o trecho simulado, tendo variado de 1,55 a 1,57, refletindo a influência das condições hidrodinâmicas locais como profundidade, velocidade e turbulência sobre a taxa de transferência de oxigênio atmosférico. Essa relação foi descrita por Von Sperling (2007), que destacou a maior taxa de reaeração em trechos mais rasos e turbulentos. No presente estudo, essa variação ocorreu espacialmente, uma vez que a modelagem adotou um regime fixo ao longo do ano.

Os demais parâmetros permaneceram constantes, refletindo a ausência de tratamento sazonal. O coeficiente de desoxigenação (K_1) foi calibrado em $0,40 \text{ d}^{-1}$, valor típico para corpos hídricos com carga orgânica moderada. As taxas de decomposição ($K_d = 0,70 \text{ d}^{-1}$) e sedimentação da DBO ($K_s = 0,20 \text{ d}^{-1}$) foram definidas com base na literatura e ajustadas conforme as características do sistema. Para a ciclagem do nitrogênio, os parâmetros K_{an} , K_{oa} e K_{nn} foram definidos como $0,20 \text{ d}^{-1}$, $0,20 \text{ d}^{-1}$ e $0,75 \text{ d}^{-1}$, respectivamente, enquanto o coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico particulado (K_{so}) foi mantido em $0,05 \text{ d}^{-1}$. Quanto ao fósforo, os valores adotados foram $K_{spo} = 0,02 \text{ d}^{-1}$ e $K_{oi} = 0,07 \text{ d}^{-1}$, com liberação de fósforo

inorgânico do sedimento ativado em 0,20 g/m².d, representando a remobilização interna de nutrientes.

De modo geral, a calibração foi conduzida de acordo com os limites recomendados para o modelo QUAL-UFGM e respaldada por referências técnicas (Von Sperling, 2014). Os resultados demonstraram que os processos de oxidação, decomposição, sedimentação e ciclagem de nutrientes foram bem representados, assegurando a capacidade do modelo de simular os perfis longitudinais da qualidade da água ao longo do rio Umbeluzi, o que reforça a aplicabilidade do modelo como ferramenta de apoio à gestão ambiental e ao planejamento dos recursos hídricos na bacia.

A simulação da qualidade da água ao longo do curso principal do rio demonstrou tendências típicas de sistemas submetidos a processos naturais de autodepuração. Na Figura 4.2a está demonstrada a redução gradual dos níveis de OD, com valores simulados partindo de aproximadamente 7,8 mg/L no ponto inicial e decaindo para cerca de 5,7 mg/L no final do trecho. A curva suave evidencia um consumo progressivo de OD associado à degradação da matéria orgânica e à oxidação de compostos nitrogenados ao longo da coluna de água.

A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece que, para rios classificados como classe 2, o limite mínimo de OD deve ser de 5,0 mg/L (BRASIL, 2005). Os resultados obtidos permaneceram acima desse limite, indicando que, mesmo com o consumo de oxigênio ao longo do curso, a concentração residual ainda foi suficiente para sustentar a vida aquática. Contudo, a ausência de recuperação nos trechos finais reforça a limitação da taxa de reaeração atmosférica, especialmente em rios com baixa declividade e velocidade reduzida (Thomann; Mueller, 2007).

O gráfico referente a DBO₅ evidenciou a redução contínua, iniciando-se em torno de 5,3 mg/L e caindo até cerca de 2,2 mg/L ao final dos 65 km. A diminuição da DBO₅ refletiu a ação dos microrganismos na oxidação da matéria orgânica biodegradável, que demanda oxigênio no processo. A curva suavemente decrescente indicou a ausência de picos ou aumentos intermediários na carga orgânica, o que é compatível com a hipótese de não haver lançamento de esgotos domésticos, efluentes industriais ou cargas difusas provenientes da agricultura durante o trecho avaliado, ou com falta de informação sobre o seu lançamento.

Essa hipótese foi reforçada pela discrepância entre os dados simulados e os pontos observados. Os dados reais mostraram que, ao menos dois pontos ao longo do trecho final, os valores de OD foram inferiores aos simulados (em torno de 4,5 mg/L), enquanto a DBO₅ apresentou valores superiores (cerca de 9,0 mg/L). Essas diferenças indicaram que, na

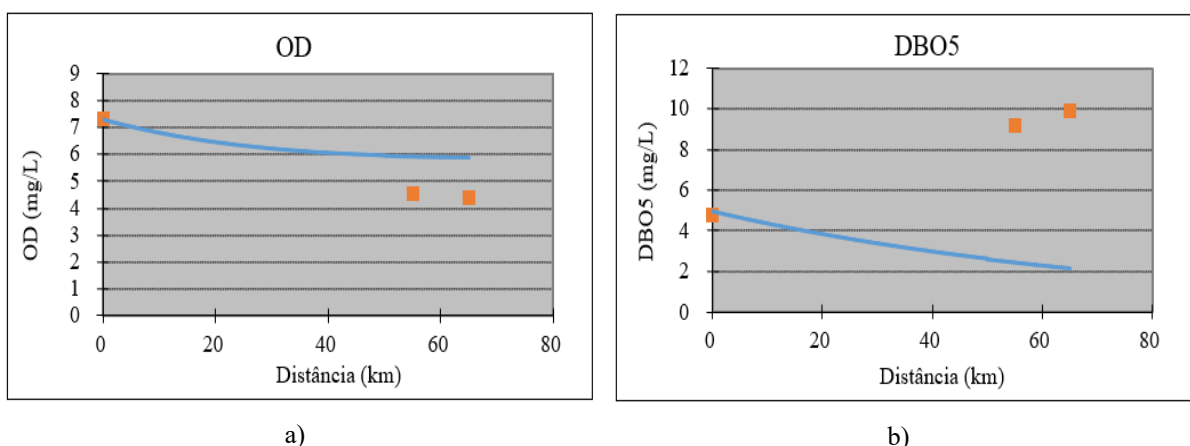
realidade, o sistema está recebendo cargas adicionais de matéria orgânica provavelmente de fontes pontuais e difusas que não foram representadas na simulação.

Estudos recentes corroboram essa interpretação, pois segundo Giri *et al.* (2018), a subestimação da DBO e superestimação do OD em modelos de simulação é comum quando não se incorporam fontes difusas e pontuais de poluição, especialmente em regiões com expansão agrícola e urbana. De maneira semelhante, Khaiwal *et al.* (2021) destacaram que, em bacias hidrográficas tropicais, a contribuição de cargas difusas oriundas da lixiviação de fertilizantes e escoamento superficial pode alterar significativamente os padrões de qualidade da água, elevando a DBO e reduzindo o OD, particularmente durante eventos de chuva.

Portanto, embora os resultados simulados indiquem um comportamento coerente com o processo de autodepuração natural em sistemas fluviais, os dados observados revelam a necessidade de considerar cargas reais de poluição para se alcançar uma modelagem mais representativa. Segundo Almeida *et al.* (2022), ignorar essas fontes resultou em uma superestimação da qualidade da água, podendo comprometer a eficácia das decisões de gestão ambiental.

A simulação sem lançamentos contribuiu, portanto, para a compreensão da capacidade intrínseca do rio de autodepurar-se em condições ideais, servindo como linha de base para análises comparativas. Contudo, para representar adequadamente a realidade da BH do rio Umbeluzi, é imprescindível a incorporação de cargas pontuais (como descargas de esgoto) e difusas (como o escoamento agrícola).

Figura 4.2 – Calibração da variável oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio

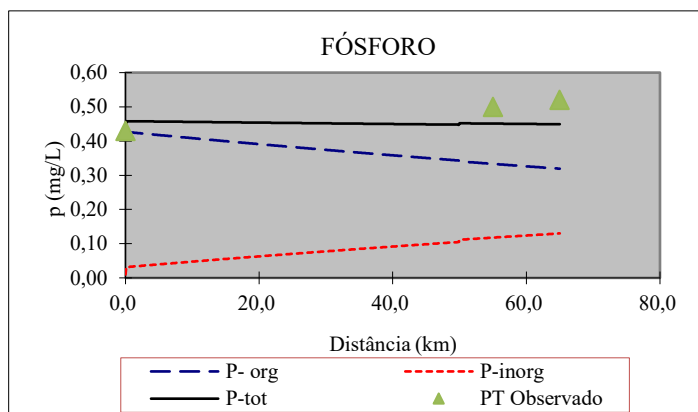


Fonte: Autor (2025).

O perfil longitudinal do fósforo ao longo do curso principal rio Umbeluzi, conforme apresentado na Figura 4.3, revelou uma dinâmica de transformação gradual entre suas frações

orgânica e inorgânica, mantendo, contudo, uma concentração total praticamente constante ao longo do trecho simulado. Os valores de PT permaneceram próximos de 0,45 mg/L, com ligeira oscilação, sugerindo que, embora haja processos de transformação interna, não houve incremento da carga total ao longo do percurso, o que é compatível com a ausência de fontes pontuais e difusas consideradas no modelo.

Figura 4.3 – Calibração da variável Fósforo e suas frações



Fonte: Autor (2025).

A fração orgânica do fósforo (P-org) iniciou o percurso como a predominante, com valores superiores a 0,40 mg/L nas cabeceiras, apresentando declínio progressivo até cerca de 0,30 mg/L nas proximidades dos 65 km simulados. Em contrapartida, a fração inorgânica (P-inorg), composta principalmente por ortofosfatos (PO_4^{3-}), exibiu uma tendência ascendente ao longo do percurso, partindo de concentrações próximas de 0,02 mg/L e chegando a valores em torno de 0,15 mg/L no trecho final.

Essa transição é indicativa de processos naturais de mineralização da matéria orgânica contendo fósforo, o que é esperado em ambientes com condições aeróbias moderadas, como sugerem os níveis de oxigênio dissolvido ao longo do trecho. A conversão de fósforo orgânico em inorgânico aumentou a biodisponibilidade do nutriente para organismos autotróficos, como algas e macrófitas aquáticas, o que pode intensificar o risco de eutrofização, especialmente em ambientes com baixa velocidade de corrente ou alta radiação solar (Liu *et al.*, 2022).

No entanto, a análise comparativa com os dados observados de PT revelou uma subestimação das concentrações simuladas pelo modelo, especialmente nos trechos médio e inferior do rio Umbeluzi. Enquanto os valores medidos em campo ultrapassaram 0,50 mg/L em diversos pontos, os resultados do modelo permaneceram abaixo de 0,45 mg/L ao longo de todo o percurso simulado. A ausência desses componentes na simulação comprometeu a capacidade do modelo de refletir integralmente a realidade da bacia, sobretudo em áreas com uso intensivo

do solo e pressão antrópica elevada. Estudos como os de Silva *et al.* (2021) destacaram que a exclusão de fontes difusas e pontuais em modelos de qualidade da água pode levar à subestimação significativa da carga de nutrientes, especialmente em regiões agrícolas ou urbanizadas, afetando a precisão da simulação e a eficácia da modelagem como ferramenta de apoio à gestão ambiental.

Esse resultado foi coerente com a realidade de bacias hidrográficas tropicais, onde o uso de fertilizantes fosfatados, a falta de saneamento básico e o manejo inadequado do solo atuam como vetores significativos de fósforo para os corpos de água (Carpenter *et al.*, 1998; Withers; Jarvie, 2008). De forma similar, estudos conduzidos por Sharpley *et al.* (2013) nos Estados Unidos demonstraram que a não inclusão de cargas difusas agrícolas em modelos de qualidade de água pode levar à subestimação da eutrofização em bacias intensamente cultivadas, recomendando o uso de coeficientes regionais de exportação de fósforo para melhorar a acurácia das simulações.

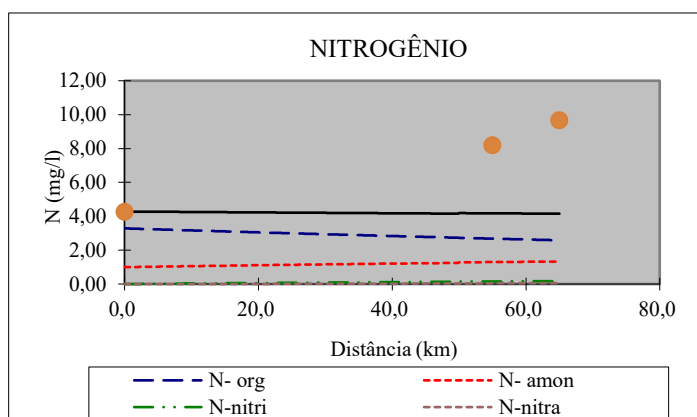
Na África, evidências semelhantes foram apresentadas por Wepukhulu *et al.* (2022), ao modelarem a bacia do rio Nzoia, no Quênia, onde os autores identificaram discrepâncias expressivas entre os dados simulados e observados de fósforo total, atribuídas à exclusão de fontes difusas e lançamento de efluentes não tratados, especialmente em áreas periurbanas. Da mesma forma, Nyenje *et al.* (2010) destacaram que o escoamento superficial em áreas densamente povoadas da África Subsaariana representa uma das principais fontes de nutrientes nos cursos de água, reforçando a necessidade de integrar dados de uso e cobertura do solo, densidade populacional e saneamento em modelos de qualidade hídrica.

Portanto, a divergência entre os perfis simulados e os dados observados nesta pesquisa evidencia a necessidade de revisão na parametrização do modelo QUAL-UFMG, especialmente no que se refere à inclusão de cargas difusas e pontuais mais realistas. Tal aprimoramento é particularmente relevante nos trechos onde se verificaram as maiores discrepâncias. Ressalta-se que essa etapa será aprofundada na fase de desenvolvimento da tese do doutoramento, com a incorporação de informações mais detalhadas sobre as principais fontes de contaminação ao longo da bacia.

O comportamento do NT ao longo do trecho modelado do rio Umbeluzi (Figura 4.4) apresentou um perfil relativamente constante, com concentrações médias iniciais próximas de 4,5 mg/L e uma leve tendência de declínio até o final do percurso simulado. A análise das frações componentes evidenciou que, nos primeiros quilômetros, a maior parte do NT era composta por nitrogênio orgânico (N-orgânico), o qual sofreu redução progressiva ao longo do

curso do rio. Em contrapartida, observou-se um aumento proporcional da fração amoniacal, indicando um processo de mineralização da matéria orgânica nitrogenada, processo típico em ambientes aeróbios, no qual microrganismos convertem compostos nitrogenados complexos em formas inorgânicas mais simples (Zhang, 2021).

Figura 4.4 – Calibração da variável de Nitrogênio e suas frações



Fonte: Autor (2025).

Entretanto, o modelo demonstrou concentrações extremamente baixas de nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) durante todo o percurso, o que sugere que o processo de nitrificação esteve limitado ou inibido. Essa ausência das formas oxidadas do nitrogênio pode estar relacionada, em parte, às condições bioquímicas simuladas: os níveis de oxigênio dissolvido, embora adequados à manutenção da vida aquática, situaram-se em média abaixo de 6 mg/L nos trechos intermediários e finais, o que pode não ter sido suficiente para sustentar a atividade das bactérias nitrificantes. Além disso, o cenário modelado não incluiu fontes pontuais ou difusas de poluição, como lançamentos de esgoto doméstico ou escoamento agrícola com resíduos nitrogenados, o que contribuiu para a baixa carga inicial de nitrogênio amoniacal e, consequentemente, para a fraca expressão dos processos de nitrificação (Camargo; Alonso, 2006).

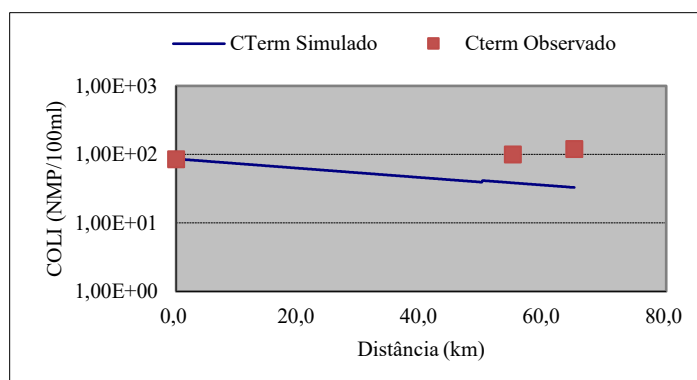
Outro fator que pode ter limitado o avanço do nitrogênio ao longo da cadeia de oxidação foi a possível configuração conservadora dos coeficientes cinéticos adotados no modelo, como as taxas de nitrificação e a constante de reaeração, que, na ausência de calibração com dados observados, podem não refletir as condições reais da bacia. Em um cenário natural, especialmente em bacias com atividades agropecuárias, é comum observar contribuições difusas significativas de nitrato e amônia, especialmente após eventos de chuva que promovem a lixiviação de fertilizantes e dejetos orgânicos do solo para os corpos hídricos (Ghebremichael *et al.*, 2020; Mayer *et al.*, 2021).

Ainda que a concentração de nitrogênio amoniacal não tenha atingido níveis críticos de toxicidade (geralmente acima de 0,5 mg/L para NH_3 livre, considerando condições de pH e temperatura elevadas), sua presença em crescimento gradual ao longo do trecho indicou que o sistema pode estar vulnerável, especialmente se submetido a aportes adicionais não considerados nesta simulação. Em termos ambientais, a ausência de nitrato não deve ser interpretada como uma condição necessariamente positiva, pois em bacias tropicais com uso agrícola intensivo, a presença dessa forma solúvel e móvel de nitrogênio é quase sempre registrada nos corpos de água e pode representar risco de contaminação de águas subterrâneas (Galloway *et al.*, 2008; Kihampa *et al.*, 2021).

Portanto, embora o modelo tenha representado adequadamente os processos internos de mineralização da matéria nitrogenada, a não consideração de fontes externas resultou em um perfil simplificado e idealizado, que tende a subestimar a complexidade do ciclo do nitrogênio em bacias reais. Isso evidencia a necessidade de incluir fontes pontuais e difusas na simulação para melhor representar os riscos reais de eutrofização, toxicidade e contaminação associados à dinâmica do nitrogênio em sistemas fluviais como o Umbeluzi.

Os resultados da simulação para CTerm ao longo dos 65 km do rio Umbeluzi (Figura 4.5) indicaram uma tendência de redução gradual das concentrações ao longo do percurso. O perfil simulado apresentou valores iniciais de aproximadamente 100 NMP/100 mL, decrescendo para valores próximos de 40 NMP/100 mL no trecho final, evidenciando o efeito dos processos naturais de decaimento bacteriano, como radiação solar, sedimentação e predação por protozoários, conforme descrito por Von Sperling (2005).

Figura 4.5 – Calibração da variável coliformes termotolerantes



Fonte: Autor (2025).

No entanto, ao comparar os resultados simulados com os valores observados em campo representados na figura, percebe-se uma diferença expressiva. As concentrações observadas

mantiveram-se elevadas e praticamente constantes ao longo do percurso, com valores superiores a 100 NMP/100 mL e até apresentando ligeira elevação entre os quilômetros 55 e 65. Esse comportamento indicou a existência de fontes contínuas de contaminação fecal ao longo do trecho, como lançamentos de esgoto doméstico não tratado ou parcialmente tratado, escoamento superficial urbano ou rural, ou mesmo contribuições oriundas de atividades pecuárias nas margens do rio.

A subestimação dos valores simulados frente aos dados observados pode ser atribuída à ausência de fontes pontuais e difusas de poluição no cenário modelado. O modelo QUAL-UFMG, ao considerar apenas a condição inicial e o decaimento bacteriano natural, não reproduziu adequadamente o aporte constante de microrganismos patogênicos, levando a um perfil idealizado e distante da realidade da bacia. Segundo Kannel *et al.* (2007), a exclusão dessas fontes em modelos de qualidade da água leva inevitavelmente à sub-representação dos níveis reais de coliformes, comprometendo análises de risco sanitário e a confiabilidade do modelo para fins de gestão de recursos hídricos. Os autores, ao aplicarem o QUAL2K no rio Bagmati (Nepal), demonstraram que a ausência de esgotos sanitários e de escoamento superficial no modelo levou a resultados irreais, mesmo com parâmetros calibrados.

Von Sperling (2014) também reforça que o manutenção de concentrações elevadas de coliformes ao longo de corpos de água tropicais está diretamente ligado à entrada contínua de cargas fecais. Mesmo em rios com capacidade de autodepuração razoável, os processos naturais de remoção como sedimentação ou mortalidade não são suficientes para garantir a redução eficaz dos coliformes se houver fontes externas atuando constantemente (Fernando *et al.* 2023).

Outro aspecto importante é a limitação de uso dos resultados simulados sem fontes externas para diagnóstico ambiental. Como os coliformes são amplamente utilizados como indicadores de qualidade sanitária, especialmente em diretrizes para balneabilidade, consumo humano e usos múltiplos, a subestimação desses microrganismos compromete diretamente a utilidade da simulação para políticas públicas e planos de saneamento. A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece como valor de referência para rios de classe 2 um limite máximo de 1000 NMP/100 mL de coliformes termotolerantes (média mensal). Embora os valores simulados tenham permanecido bem abaixo desse limite, os valores observados sugerem proximidade ou mesmo risco de ultrapassagem, especialmente em trechos mais densamente ocupados.

Portanto, em resumo, o modelo QUAL-UFMG, ao simular a dinâmica dos coliformes no curso principal rio Umbeluzi sem considerar fontes pontuais e difusas de poluição,

reproduziu apenas o decaimento natural, apresentando uma tendência artificial de melhora da qualidade sanitária ao longo do trecho. Essa condição não reflete os dados empíricos obtidos e compromete a análise realista dos riscos à saúde pública. A inclusão de fontes externas será fundamental para que o modelo represente adequadamente os cenários atuais da bacia e possa ser utilizado de forma efetiva no planejamento de intervenções e estratégias de saneamento e proteção da qualidade da água.

4.3 Validação do modelo QUAL-UFGM

A validação do modelo QUAL-UFGM foi realizada por meio da comparação entre os dados simulados e os valores observados para cinco variáveis da qualidade da água do rio Umbeluzi: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, fósforo total e coliformes termotolerantes. Os dados observados foram obtidos em três pontos amostrais distribuídos ao longo do curso do rio (km 0, km 55 e km 65), enquanto os valores simulados foram extraídos dos gráficos gerados pela simulação média anual com o modelo QUAL-UFGM.

A avaliação do desempenho do modelo foi realizada utilizando três indicadores estatísticos: o coeficiente de determinação (R^2), o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) e a raiz do erro quadrático médio (RMSE). Os resultados são apresentados na Tabela 4.5.

Tabela 4.5 – Indicadores estatísticos de desempenho do modelo QUAL-UFGM

Variável	R^2	RMSE	NSE
OD (mg/L)	0,99	1,22	0,20
DBOs (mg/L)	0,95	4,91	-3,71
NT (mg/L)	0,95	4,17	-2,34
PT (mg/L)	0,99	0,06	-1,71
CTerm (NMP/100mL)	0,46	53,75	-12,73

Fonte: Autor (2025).

O modelo apresentou desempenho razoável para a variável oxigênio dissolvido, com um coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe ($NSE = 0,20$), o que indica que o QUAL-UFGM foi capaz de reproduzir parcialmente a tendência de declínio do OD ao longo do trecho simulado. O valor do erro médio quadrático ($RMSE = 1,22$), no entanto, demonstra que ainda houve discrepâncias relevantes entre os valores simulados e os observados. O desempenho aceitável para o OD pode ser atribuído ao fato de que esta variável depende diretamente de processos internos de autodepuração, como a decomposição da matéria orgânica, a oxidação de

compostos nitrogenados e a reaeração atmosférica, os quais foram considerados no modelo mesmo na ausência de fontes externas de carga poluidora. Assim, o QUAL-UFMG conseguiu capturar, com alguma fidelidade, o balanço bioquímico do oxigênio ao longo do rio, mesmo que com certa imprecisão nos trechos mais impactados, nos quais o consumo de OD observado foi maior do que o estimado.

Por outro lado, as variáveis DBO₅, NT, PT e CTerm apresentaram valores negativos de NSE, indicando que o modelo QUAL-UFMG não foi eficiente em representar a variabilidade e magnitude dos dados observados. Na prática, um NSE negativo significa que a média dos valores observados seria uma previsão estatisticamente mais confiável do que os valores simulados pelo modelo, ou seja, o modelo falhou em representar adequadamente a realidade ambiental do sistema aquático para essas variáveis. Esse resultado aponta para deficiências estruturais do cenário simulado, sobretudo pela ausência de carregamento contínuo de poluentes ao longo do trecho modelado (Smith *et al.*, 2022).

A variável DBO₅, por exemplo, apresentou NSE = -3,71, demonstrando que o modelo subestimou fortemente a carga orgânica presente no rio, especialmente nos trechos médios e inferiores, onde os dados observados registraram picos de DBO não representados pela simulação. Isso decorre, principalmente, da não inserção de fontes pontuais, como lançamentos de esgoto doméstico ou industrial, que são os principais responsáveis pelo aumento da DBO em rios com ocupação urbana e rural intensiva. A ausência de entradas adicionais de matéria orgânica ao longo do trecho levou o modelo a simular uma curva de DBO suavemente decrescente, típica de um sistema em autodepuração ideal.

Para o NT, o NSE foi igualmente negativo (-2,34), revelando a incapacidade do modelo de representar adequadamente os processos e fontes de nitrogênio na bacia. Embora o QUAL-UFMG tenha considerado a mineralização do nitrogênio orgânico, a ausência de fontes externas contendo nitrogênio amoniacal, como esgotos e fertilizantes agrícolas, comprometeu a simulação dos picos observados de nitrogênio, especialmente nos trechos com maior uso agrícola e ocupação humana (Perreira *et al.*, 2024). Além disso, o modelo não reproduziu as transformações nitrificantes, dado que não houve expressiva produção de nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻), formas comumente detectadas em ambientes com acúmulo de amônia e condições aeróbias moderadas.

A simulação do PT também foi insatisfatória, com (NSE = -1,71). Os resultados indicaram que o modelo subestimou as concentrações observadas de fósforo em todo o trecho, o que reflete novamente a ausência de fontes difusas (como erosão de solos agrícolas e

aplicação de fertilizantes) e pontuais (efluentes ricos em fósforo, como esgoto doméstico e efluentes industriais). Em bacias tropicais, o fósforo tende a se acumular rapidamente devido ao uso intensivo do solo, principalmente quando não há controle adequado de erosão e manejo de nutrientes (Santos *et al.*, 2023). O modelo, ao manter o fósforo total praticamente constante e sem flutuações, desconsiderou a natureza pulsante e espacialmente variável dessa variável, prejudicando a acurácia da simulação.

O caso mais crítico foi o da variável CTerm, que apresentou $NSE = -12,73$, um valor extremamente negativo, indicando falha severa do modelo na representação da carga bacteriológica. A simulação considerou apenas o decaimento natural dos coliformes, sem considerar a entrada contínua de microrganismos patogênicos provenientes de esgoto doméstico, fezes animais e drenagem urbana não tratada. Os valores simulados caíram ao longo do trecho como esperado em um sistema sem novas fontes, mas os dados observados mantiveram-se elevados e até aumentaram em alguns pontos, demonstrando a forte influência de fontes não modeladas. A literatura especializada, como os estudos de Kannel *et al.* (2007), já demonstrou que simulações de coliformes sem fontes externas tendem a subestimar drasticamente os riscos sanitários em bacias com ocupação significativa.

Em síntese, os resultados da validação reforçam que, embora o modelo QUAL-UFMG tenha sido capaz de captar parcialmente a dinâmica bioquímica do oxigênio dissolvido, ele subestimou de forma significativa a carga orgânica (DBO), os nutrientes (NT e PT) e os indicadores sanitários (CTerm). Isso confirma que, quando o modelo é executado sem dados de entrada realistas sobre as cargas poluidoras, seu desempenho é severamente comprometido. O cenário simulado representa um rio idealizado, em condições ambientais estáveis, com baixos níveis de poluição, uma condição que raramente corresponde à realidade de bacias hidrográficas tropicais com ocupação antrópica significativa, como é o caso do rio Umbeluzi.

4.4 CONCLUSÕES

A aplicação do modelo QUAL-UFMG ao rio Umbeluzi permitiu simular os perfis longitudinais de qualidade da água, com destaque para o oxigênio dissolvido, cuja tendência decrescente foi razoavelmente representada. No entanto, a simulação apresentou desempenho insatisfatório para DBO₅, NT, PT e CTerm com coeficientes estatísticos negativos, indicando falhas na capacidade preditiva do modelo.

A principal limitação da simulação foi a ausência de fontes pontuais e difusas de poluição, o que resultou em subestimação das concentrações observadas e em um cenário

idealizado, sem considerar a complexidade real da bacia e a não distinção sazonal, o que comprometeu a sensibilidade do modelo a eventos críticos.

Conclui-se que, para representar adequadamente a qualidade da água no Umbeluzi, é essencial incluir dados realistas de cargas poluidoras, incorporar a sazonalidade climática e realizar uma calibração mais detalhada. Esses ajustes são fundamentais para que o modelo QUAL-UFMG possa ser efetivamente utilizado como ferramenta de gestão e planejamento ambiental na bacia.

4.5 REFÊRENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADEOGUN, A. G.; YUSUF, A. M.; BASHIR, I. **Application of the SWAT model for hydrological modeling in a data-scarce tropical watershed.** Water Resources Management, v. 29, p. 4301–4318, 2015.

ALMEIDA, R. S. *et al.* **Avaliação de cenários de poluição difusa em bacias urbanas com base na integração de modelos hidrológicos e de qualidade da água.** Revista Ambiente & Água, v. 17, n. 4, p. 1–14, 2022.

ARASUL – ADMINISTRAÇÃO REGIONAL DE ÁGUAS DO SUL. **Relatório técnico sobre a bacia hidrográfica do rio Umbeluzi.** Maputo: ARASUL, 2024.

ARAÚJO, L. F. *et al.* **Aplicação da modelagem hidrológica na gestão dos recursos hídricos: uma revisão sistemática.** Revista Brasileira de Geografia Física, v. 17, n. 4, p. 3084–3098, ago. 2024.

CAMARGO, J. A.; ALONSO, Á. **Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment.** Environment International, v. 32, n. 6, p. 831–849, 2006.

CARPENTER, S. R. *et al.* **Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen.** Ecological Applications, v. 8, n. 3, p. 559–568, 1998.

CARVALHO, F. A. *et al.* **Influência da temperatura nas reações bioquímicas da água e implicações para modelagem ambiental.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 28, n. 2, p. 1–12, 2023.

EDOKPAYI, J. N. *et al.* **A review of the sources, effects, and control of water pollution in South Africa.** Water SA, v. 42, n. 2, p. 193–201, 2016.

FERNANDES, L. R. *et al.* **Persistência de coliformes termotolerantes em rios urbanos: limitações dos processos naturais de remoção.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 28, n. 1, p. 85–94, 2023.

GALLOWAY, J. N. *et al.* **Transformation of the nitrogen cycle:** recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, v. 320, n. 5878, p. 889–892, 2008.

GHEBREMICHAEL, T. H.; VANROLLEGHEM, P. A.; BOUZID, L. **Nutrient export from tropical agricultural catchments:** A review. *Science of The Total Environment*, v. 743, p. 140636, 2020.

GOMES, M. A. F. *et al.* **QUAL-UFGM: Desenvolvimento e aplicações.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 23, n. 4, p. 721–730, 2018. DOI: 10.1590/S1413-41522018170764.

GONÇALVES, D. F.; SANTOS, M. A.; MOURA, A. C. **Importância da calibração de parâmetros de reaeração na simulação da qualidade da água em ambientes fluviais.** *Revista Ambiente & Água*, v. 17, n. 6, p. 1–13, 2022.

GUMBO, J. R. *et al.* **Riparian vegetation and its role in river water quality improvement: case of Umbeluzi.** *African Journal of Aquatic Science*, v. 44, n. 1, p. 56–67, 2019.

HENZE, M. *et al.* **Biological wastewater treatment: principles, modelling and design.** London: IWA Publishing, 2008.

KIHAMPA, C. P.; MUGO, R.; KIJANGWALA, P. **Assessment of nitrate pollution in groundwater from agricultural activities in East Africa:** A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 193, p. 35, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8704-5>.

LANGA, F. *et al.* **Identificação de fontes poluidoras e avaliação da capacidade de autodepuração do rio Umbeluzi.** *Revista Ciências Ambientais*, v. 8, n. 2, p. 12–27, 2022.

LIMA, T. V.; BARBOSA, L. A.; SANTOS, R. F. **Simulação da qualidade da água com foco na sedimentação de matéria orgânica em rios urbanos.** *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 27, n. 3, p. 537–548, 2022.

MACHAVA, J.; NHACHUNGUE, B. **Avaliação da qualidade da água do rio Umbeluzi e suas implicações ambientais.** *Revista de Engenharia Ambiental de Moçambique*, v. 7, p. 33–45, 2021.

MAYER, B. K.; PAUL, M. J.; ROBSON, M. G. Modeling nutrient transport in agricultural watersheds: **Implications for water quality management.** *Journal of Environmental Management*, v. 298, p. 113464, 2021.

MEDEIROS, M. M. *et al.* **Calibração do coeficiente de desoxigenação em modelos de qualidade da água: aplicação no QUAL-UFGM.** *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 28, n. 1, p. 123–132, 2023.

MOURA, D. R. de; MEDEIROS, Y. D. P.; ARAÚJO, M. C. **Simulação de cenários de qualidade da água em sistemas fluviais com QUAL-UFGM**. Revista Ambiente & Água, v. 7, n. 2, p. 21–32, 2012.

NYENJE, P. M. *et al.* **Wastewater management in urban poor communities in Uganda: A case study**. Science of the Total Environment, v. 408, p. 1306–1313, 2010.

PEREIRA, H. F. *et al.* **Modelagem do ciclo do nitrogênio em corpos hídricos urbanos e agrícolas: limitações e avanços em modelos tipo QUAL**. Revista Ambiente & Água, v. 19, e3067, p. 1–15, 2024.

RODRIGUES, F. N. *et al.* **Avaliação da influência da morfologia fluvial na taxa de reaeração em rios urbanos tropicais**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 26, n. 2, p. 275–284, 2021.

SANTOS, A. L. *et al.* **Modelagem do transporte de fósforo em bacias hidrográficas tropicais: desafios e perspectivas para o manejo integrado**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 28, e97, p. 1–15, 2023.

SHARPLEY, A. N. *et al.* **Agricultural Phosphorus and Eutrophication**. 2. ed. USDA, 2013.

SOUZA, R. A. *et al.* **Indicadores físico-químicos e microbiológicos na avaliação da qualidade da água de rios urbanos**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 28, e86, p. 1–12, 2023.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFGM, 2007. ISBN: 9788570131681.

VON SPERLING, M.; CAMPOS, J. R. **Modelos de qualidade da água em rios e reservatórios: aplicação do modelo QUAL-UFGM**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 11, n. 2, p. 107–116, 2006. DOI: 10.1590/S1413-41522006000200008

WEPUKHULU, J. O. *et al.* **Application of SWAT model to simulate phosphorus loading in a tropical river basin: A case study of River Nzoia, Kenya**. Water, v. 14, n. 4, 2022.

WITHERS, P. J. A.; JARVIE, H. P. **Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review**. Science of the Total Environment, v. 400, p. 379–395, 2008.

ZHANG, W. *et al.* **Effects of nitrogen transformation processes on water quality in freshwater ecosystems: a review**. Science of the Total Environment, v. 754, p. 142252, 2021.

V. CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

5.1 Considerações finais

A presente pesquisa teve como objetivo central a análise integrada da qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Umbeluzi, localizada no sul de Moçambique, por meio da aplicação dos modelos SWAT e QUAL-UFMG. A abordagem adotada demonstrou-se eficaz na superação das limitações de dados observacionais, oferecendo uma representação robusta da dinâmica hidrológica e da qualidade da água.

No Capítulo II, a caracterização integrada da bacia revelou uma região com variada altimetria, relevo predominantemente plano, diversidade de solos e uso do solo voltado à agricultura, pastagem e urbanização. A morfometria apontou uma bacia alongada, com baixa densidade de drenagem e tempo de concentração elevado, fatores que influenciam a hidrologia local. A análise do IQA revelou qualidade da água mediana, com degradação acentuada em áreas urbanas e periurbanas devido à presença de nutrientes, esgoto doméstico e fontes difusas.

O Capítulo III evidenciou a eficácia do modelo SWAT na simulação hidrológica da bacia, com bons índices estatísticos e desempenho consistente frente às condições climáticas sazonais. A análise de sensibilidade permitiu identificar os principais parâmetros de controle, como CN2 e SOL_AWC. A modelagem mostrou que grande parte da precipitação é consumida pela evapotranspiração, com participação relevante do escoamento superficial, revelando o comportamento típico de bacias tropicais.

No Capítulo IV, o modelo QUAL-UFMG foi utilizado para simular a qualidade da água em 65 km do rio Umbeluzi. A variável oxigênio dissolvido foi razoavelmente representada, mas as demais (DBO₅, NT, PT e coliformes termotolerantes) apresentaram baixa acurácia devido à ausência de dados sobre fontes pontuais e difusas de poluição. Ainda assim, o modelo foi capaz de reproduzir tendências espaciais coerentes com o uso do solo, evidenciando a autodepuração em determinados trechos e a degradação em áreas impactadas.

Em síntese, a integração entre os modelos SWAT e QUAL-UFMG mostrou-se uma abordagem promissora e adaptável para bacias hidrográficas tropicais com escassez de dados, fornecendo subsídios importantes à gestão ambiental, ao planejamento de intervenções em áreas críticas e à formulação de políticas públicas.

5.2 Recomendações

Fortalecer a rede de monitoramento hidrológico e de qualidade da água na bacia do rio Umbeluzi, por meio da coleta contínua de dados em diferentes pontos e períodos, visando maior confiabilidade na calibração e validação dos modelos.

Inserir os modelos SWAT e QUAL-UFGM como ferramentas técnicas nos instrumentos oficiais de planejamento e gestão hídrica, a fim de permitir a simulação de cenários futuros frente ao uso do solo, mudanças climáticas e intervenções antrópicas.

Ampliar os sistemas de tratamento de esgoto nas áreas urbanas e fomentar práticas agrícolas sustentáveis nas zonas rurais, com controle de fertilizantes e uso de técnicas conservacionistas.

Incorporar abordagens híbridas, combinando modelagem determinística com técnicas de inteligência artificial, para melhorar a capacidade preditiva e suprir lacunas em áreas com baixa densidade de dados.

Desenvolver simulações com maior resolução temporal, especialmente mensal, integrando séries temporais de carga poluidora estimada, dados de uso da terra, variação de temperatura da água e regimes de vazão.

Explorar cenários extremos futuros (cheias e secas) como forma de subsidiar planos de adaptação e resiliência da bacia frente às mudanças climáticas.

Estimular a formulação de políticas públicas baseadas em evidências, utilizando os resultados das modelagens para identificação de zonas críticas e planejamento de ações corretivas e preventivas.