



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

JOCIMAR COUTINHO RODRIGUES JUNIOR

**PLANEJAMENTO E ENQUADRAMENTO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
IPOJUCA: PRESSUPOSTOS PARA GESTÃO A PARTIR DA INTEGRAÇÃO DE
INDICADORES AMBIENTAIS, MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA E
ANÁLISE MULTICRITÉRIO**

Recife/PE

2025

JOCIMAR COUTINHO RODRIGUES JUNIOR

**PLANEJAMENTO E ENQUADRAMENTO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
IPOJUCA: PRESSUPOSTOS PARA GESTÃO A PARTIR DA INTEGRAÇÃO DE
INDICADORES AMBIENTAIS, MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA E
ANÁLISE MULTICRITÉRIO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), como requisito para obtenção do título de doutor em Engenharia Civil.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientador(a): Anderson Luiz Ribeiro de Paiva.

Coorientador(a): Fabrício Motteran.

Recife/PE

2025

.Catalogação de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Rodrigues Junior, Jocimar Coutinho.

Planejamento e enquadramento da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca: pressupostos para gestão a partir da integração de indicadores ambientais, modelagem da qualidade da água e análise multicritério / Jocimar Coutinho Rodrigues Junior. - Recife, 2025.

199f.: il.

Tese (Doutorado)- Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2025.

Orientação: Anderson Luiz Ribeiro de Paiva.

Coorientação: Fabricio Motteran.

1. Indicadores de qualidade de água; 2. Usos múltiplos; 3. Estatística multivariada; 4. QUAL-UFMG; 5. Pernambuco. I. Paiva, Anderson Luiz Ribeiro de. II. Motteran, Fabricio. III. Título.

UFPE-Biblioteca Central

JOCIMAR COUTINHO RODRIGUES JUNIOR

**PLANEJAMENTO E ENQUADRAMENTO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO
IPOJUCA: PRESSUPOSTOS PARA GESTÃO A PARTIR DA INTEGRAÇÃO DE
INDICADORES AMBIENTAIS, MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA E
ANÁLISE MULTICRITÉRIO**

Aprovada em __/__/____

Orientador: Prof. Dr. Anderson Luiz Ribeiro de Paiva - UFPE

Coorientador: Prof. Dr. Fabricio Motteran - UFPE

BANCA EXAMINADORA

participação por videoconferência

Profa. Dra. Leidjane Maria Maciel de Oliveira (presidente da banca)
Universidade Federal de Pernambuco

participação por videoconferência

Profa. Dra. Sylvana Melo dos Santos (examinadora interna)
Universidade Federal de Pernambuco

participação por videoconferência

Prof. Dr. Elvis Carissimi (examinador externo)
Universidade Federal de Santa Maria

participação por videoconferência

Profa. Dra. Silvanete Severino da Silva (examinadora externa)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

participação por videoconferência

Profa. Dra. Simone Machado Santos (examinadora externa)
Universidade Federal de Pernambuco

"À minha mãe, Lucenir Lista de Oliveira,
por me dar a vida,
por ser a força e o alicerce que sustenta nossa família,
por guiar nossos passos com sabedoria.

Nos momentos mais difíceis,
foi a luz que nos iluminou
e a fortaleza que nos manteve de pé.

Este sucesso é, acima de tudo,
fruto do maior dos amores:
o amor materno."

AGRADECIMENTOS

À minha mãe, dona Lucenir, minha heroína, cujo amor incondicional é o alicerce que mantém nossa família.

Às minhas irmãs – Kíscella, Layla e Lowranna, meu porto seguro, cujo apoio inabalável me fortalece nos momentos mais desafiadores.

Ao meu pai, seu Jocimar (*in memoriam*), cujo legado permanece vivo em cada conquista minha.

À família Lista de Oliveira, pelos valores que moldaram meu caráter, especialmente a resiliência e a união que nos definem.

Aos meus orientadores, professor Anderson Paiva e professor Fabrício Motteran, pelas orientações incansáveis, pelos conselhos transformadores e por acreditarem em meu potencial.

À professora Lourdinha Florencio, por ser uma mãe acadêmica, pelos ensinamentos que transcendem as salas de aula e, por me mostrar que toda adversidade tem solução. Ao professor Mário Kato, pela paciência, pelos conselhos precisos e pelos ensinamentos.

Aos professores Roberto Azevedo, Leidjane Oliveira e Sylvana Santos, pelo apoio constante e disponibilidade sempre que precisei.

À Renan, pela parceria leal, paciência e auxílio em momentos cruciais.

À Ester, minha irmã de jornada, cuja cumplicidade foi luz nos dias mais difíceis.

Aos amigos de Aracaju – Matheus, Fernanda, Naiara, Maiara e Crislene, por transformarem cada momento em memórias valiosas e estarem presentes em todas as etapas.

Aos colegas do PPGE, de laboratório e grupo de estudos, pelas parcerias frutíferas, pelo apoio mútuo e pelas risadas que tornaram a caminhada mais leve. Um cordial e especial agradecimento para: Lucas Tardelly, Daniela, Haylla, Alexandre, Marcella, Camila, Lucas Amorim, Agnes, Henrique, Bianca, Sayonara.

À CAPES, pela oportunidade concedida por meio da bolsa (Processo nº 88887.814388/2023-00), que foi fundamental para esta conquista.

“Ecologia sem luta de classes é jardinagem.”

- Chico Mendes.

RESUMO

A poluição dos corpos hídricos constitui um dos mais relevantes desafios da gestão ambiental contemporânea, especialmente em bacias hidrográficas sujeitas a intensas pressões antrópicas. A bacia do rio Ipojuca, localizada no estado de Pernambuco, reflete esse cenário, apresentando elevados níveis de comprometimento da qualidade da água e significativa desigualdade na oferta dos serviços de saneamento. Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo integrar ferramentas de diagnóstico, modelagem e apoio à decisão, a fim de subsidiar o planejamento e a gestão da qualidade hídrica da bacia do rio Ipojuca. A aplicação do Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE), associada à análise multitemporal do uso e ocupação do solo, demonstrou que as áreas de maior preservação ambiental mantêm condições superiores de qualidade da água, enquanto as regiões de expansão urbana e agrícola apresentaram expressiva degradação, evidenciando a complexidade de enquadramento da bacia nas classes 2 e 3. A utilização de técnicas de estatística multivariada, por meio da Análise de Componentes Principais (ACP) e de Agrupamentos, permitiu identificar três zonas de intervenção: áreas de preservação ambiental, regiões agropecuárias e um grupo crítico associado às atividades industriais (IP-49), onde se observou acentuada deficiência de oxigênio dissolvido e concentrações elevadas de matéria orgânica e nutrientes. A modelagem da qualidade da água, realizada com o QUAL-UFGM, apresentou bom desempenho para os parâmetros DBO e OD, reproduzindo adequadamente o comportamento longitudinal da qualidade hídrica. Contudo, observou-se maior complexidade na simulação de nutrientes durante o período chuvoso, atribuída ao aumento das cargas difusas provenientes do escoamento superficial. A integração da modelagem TMDL à análise multicritério possibilitou estimar as cargas máximas admissíveis por fonte poluidora e avaliar cenários de mitigação. Os resultados indicaram que apenas reduções integradas superiores a 75% nas cargas orgânicas e de nutrientes garantem conformidade acima de 70% para DBO e OD, sendo a carga orgânica máxima admissível de aproximadamente 1.500 kg de DBO por dia para manter mais de 90% da extensão do rio enquadrada na classe 2. A análise multicritério, ao integrar indicadores ambientais, operacionais e econômicos, permitiu hierarquizar os municípios segundo sua contribuição relativa à poluição hídrica, destacando São Caitano e Bezerros como prioritários para intervenções estruturantes, em razão das deficiências na infraestrutura de saneamento, do baixo desempenho operacional e da baixa qualidade dos corpos d'água locais. Portanto, conclui-se que a integração das abordagens metodológicas adotadas resultou em um diagnóstico abrangente e territorializado, capaz de subsidiar o controle da poluição, o estabelecimento de metas progressivas de enquadramento e o fortalecimento da governança hídrica, contribuindo para uma gestão mais equitativa, eficaz e sustentável dos recursos hídricos da bacia do rio Ipojuca.

Palavras-chave: indicadores de qualidade de água; usos múltiplos; estatística multivariada; QUAL-UFGM; Pernambuco.

ABSTRACT

Water pollution constitutes one of the most pressing challenges in contemporary environmental management, particularly in river basins subject to intense anthropogenic pressures. The Ipojuca River basin, located in the state of Pernambuco, exemplifies this scenario, exhibiting high levels of water quality degradation and significant inequality in the provision of sanitation services. In this context, the present study aimed to integrate diagnostic, modeling, and decision-support tools in order to strengthen water quality planning and management in the Ipojuca River basin. The application of the Water Quality Compliance Index (ICE), combined with multitemporal analysis of land use and land cover, revealed that areas with higher environmental preservation maintain superior water quality conditions, whereas zones of urban and agricultural expansion showed marked degradation, underscoring the challenges of meeting Class 2 and Class 3 water quality standards. The use of multivariate statistical techniques, through Principal Component Analysis (PCA) and Cluster Analysis, enabled the identification of three intervention zones: environmental preservation areas, agricultural regions, and a critical cluster associated with industrial activities (IP-49), where a pronounced deficiency of dissolved oxygen and elevated concentrations of organic matter and nutrients were observed. Water quality modeling using the QUAL-UFGM system demonstrated good performance for BOD and DO parameters, effectively reproducing the longitudinal behavior of water quality. However, greater complexity was observed in the simulation of nutrient dynamics during the rainy season, attributed to the intensification of diffuse pollution from surface runoff. The integration of the TMDL framework with multicriteria analysis made it possible to estimate maximum allowable pollutant loads by source and to evaluate mitigation scenarios. Results indicated that only integrated reductions greater than 75% in organic and nutrient loads ensure compliance levels above 70% for BOD and DO, with a maximum allowable organic load of approximately 1,500 kg of BOD per day required to maintain more than 90% of the river's length within Class 2 standards. The multicriteria analysis, integrating environmental, operational, and economic indicators, allowed for the prioritization of municipalities according to their relative contribution to water pollution, highlighting São Caitano and Bezerros as priorities for structural interventions due to deficiencies in sanitation infrastructure, low operational performance, and poor local water quality. Therefore, it is concluded that the integration of the methodological approaches applied resulted in a comprehensive and spatially explicit diagnosis capable of supporting pollution control, the establishment of progressive water quality targets, and the strengthening of water governance, contributing to a more equitable, effective, and sustainable management of the Ipojuca River basin's water resources.

Keywords: water quality indicators; multiple uses; multivariate statistics; QUAL-UFGM; Pernambuco.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 –	Localização da Bacia do rio Ipojuca	60
Figura 2.2 –	Localização dos pontos de monitoramento (A) e diagrama unifilar da bacia do rio Ipojuca (B).....	61
Figura 2.3 –	Variação espacial do ICE determinado para a classe 2.	67
Figura 2.4 –	Variação espacial do ICE determinado para a classe 3.	68
Figura 2.5 –	Evolução das classes de uso e ocupação do solo entre 2010 e 2019, na bacia do rio Ipojuca.	72
Figura 3.1 –	Localização da Bacia do rio Ipojuca.....	81
Figura 3.2 –	Localização dos pontos de monitoramento (A) e diagrama unifilar da bacia do rio Ipojuca (B).....	83
Figura 3.3 –	Correlação dos parâmetros de qualidade na estação chuvosa (A) e na estação seca (B).	89
Figura 3.4 –	Análise de Componentes Principais (PCA) na estação chuvosa (A) e na estação seca (B).	91
Figura 3.5 –	Análise de Componentes Principais (PCA) na estação chuvosa (A) e na estação seca (B).	93
Figura 3.6 –	Clusters dos pontos de monitoramento na estação chuvosa (A) e na estação seca (B).	95
Figura 4.1 –	Localização da Bacia do rio Ipojuca.....	110
Figura 4.2 –	Localização dos pontos de monitoramento (A) e diagrama unifilar da bacia do rio Ipojuca (B).....	112
Figura 4.3 –	Unidade de análise da bacia hidrográfica do rio Ipojuca.	117
Figura 4.4 –	Progressão temporal do déficit e da concentração de oxigênio dissolvido.....	122
Figura 4.5 –	Comportamento da OD ao longo do rio Ipojuca, no período seco (A) e período chuvoso (B).....	127
Figura 4.6 –	Comportamento da DBO ao longo do rio Ipojuca, no período seco (A) e período chuvoso (B).....	128
Figura 4.7 –	Déficit de OD ao longo do rio Ipojuca, no período seco (A) e período chuvoso (B).	130
Figura 4.8 –	Comportamento de Nitrogênio ao longo do rio Ipojuca, no período seco (A) e período chuvoso (B).....	131
Figura 4.9 –	Comportamento de Fósforo ao longo do rio Ipojuca, no período seco (A) e período chuvoso (B).....	133
Figura 4.10 –	OD estimada pelo modelo nos pontos de monitoramento e OD observada, ao longo do curso do rio Ipojuca, no período seco (A) e período chuvoso (B)...	135
Figura 4.11 –	DBO estimada pelo modelo nos pontos de monitoramento e DBO observada, ao longo do curso do rio Ipojuca, no período seco (A) e período chuvoso (B)...	136
Figura 4.12 –	Amônia estimada pelo modelo nos pontos de monitoramento e Amônia observada, ao longo do curso do rio Ipojuca, no período seco (A) e período chuvoso (B),.....	138

Figura 4.13 – Fósforo estimado pelo modelo nos pontos de monitoramento e Fósforo observado, ao longo do curso do rio Ipojuca, no período seco (A) e período chuvoso (B).	140
Figura 5.1 – Localização da Bacia do rio Ipojuca.	152
Figura 5.2 – Unidade de análise da bacia hidrográfica do rio Ipojuca.	157
Figura 5.3 – Função tipo 1, escolhida na função preferência deste trabalho.	162
Figura 5.4 – Proposta de Enquadramento do rio Ipojuca.	165
Figura 5.5 – Percentual de extensão do rio Ipojuca em conformidade aos padrões de enquadramento, de acordo com os cenários estimados, para a estação seca.	167
Figura 5.6 – Percentual de extensão do rio Ipojuca em conformidade aos padrões de enquadramento, de acordo com os cenários estimados, para a estação chuvosa.	168
Figura 5.7 – Percentual de extensão do rio Ipojuca em conformidade aos padrões de enquadramento para o Fósforo, de acordo com os cenários estimados, para a estação seca.	174
Figura 5.8 – Percentual de extensão do rio Ipojuca em conformidade aos padrões de enquadramento para o Fósforo, de acordo com os cenários estimados, para a estação chuvosa.	174
Figura 5.9 – Valores dos Fluxos (Φ) para os municípios contribuidores de carga poluidora na bacia do rio Ipojuca.	183

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 –	Parâmetros utilizados para cálculo do ICE.	63
Tabela 2.2 –	ICE determinado para a classe 2.	66
Tabela 2.3 –	ICE determinado para a classe 3.	67
Tabela 2.4 –	Evolução das classes de uso e ocupação do solo entre 2010 e 2019, na bacia do rio Ipojuca.	71
Tabela 4.1 –	Dados de vazão.....	115
Tabela 4.2 –	Municípios contribuidores de carga doméstica.....	116
Tabela 4.3 –	Carga remanescente (kg.DBO/ano).	117
Tabela 4.4 –	Carga Remanescente (kg P/ano).	117
Tabela 4.5 –	Carga Remanescente (kg N/ano).....	118
Tabela 4.6 –	Valores de coeficientes de remoção de DBO.	119
Tabela 4.7 –	Valores de coeficientes de oxigenação.	122
Tabela 4.8 –	Métrica de desempenho do modelo para OD.....	134
Tabela 4.9 –	Métrica de desempenho do modelo para DBO.	136
Tabela 4.10 –	Métrica de desempenho do modelo para Amônia.....	137
Tabela 4.11 –	Métrica de desempenho do modelo para Fósforo	139
Tabela 4.12 –	Métricas de desempenho (validação) para os parâmetros de qualidade, referentes período seco de 2004 e período chuvoso de 2008.	141
Tabela 5.1 –	Carga remanescente (kg.DBO/ano).....	157
Tabela 5.2 –	Carga Remanescente (kg P/ano).	157
Tabela 5.3 –	Carga Remanescente (kg N/ano).....	158
Tabela 5.4 –	Fórmulas dos fluxos positivos e negativos do método Promethee II.....	163
Tabela 5.5 –	Critérios utilizados, para os municípios em questão.....	164
Tabela 5.6 –	Valores dos critérios utilizados.	179
Tabela 5.7 –	Síntese das principais intervenções municipais.	185
Tabela 5.8 –	Principais tecnologias de tratamento de efluentes sanitários.	188

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1 – Descrição dos pontos de monitoramento.	61
Quadro 2.2 – Classificação do ICE em função da descrição da qualidade da água.....	64
Quadro 3.1 – Descrição dos pontos de monitoramento.....	83
Quadro 3.2 – Resumo de possíveis prioridades de intervenção.....	101
Quadro 4.1 – Descrição dos pontos de monitoramento.....	113
Quadro 4.2 – Dados de entrada e informações para aplicação do modelo.	115

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	16
	REFERÊNCIAS	19
2	OBJETIVOS	23
2.1	Objetivo geral	23
2.2	Objetivos específicos.....	23
3	HIPÓTESES	25
4	ESTRUTURA DA TESE	26
	 CAPÍTULO 1 – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	 28
1	USOS MÚLTIPLOS DA ÁGUA.....	28
2	POLUIÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS E BACIAS HIDRODRÁFICAS.....	30
2.1	Identificação de fontes poluidoras	30
2.2	Consequências da poluição	31
3	QUALIDADE DE ÁGUA E CARACTERÍSTICAS BIOGEOQUÍMICAS.....	33
3.1	Parâmetros físicos.....	33
3.2	Parâmetros químicos.....	35
3.3	Parâmetros biológicos	36
3.4	Desoxigenação e reaeração	37
3.5	Ciclos de nutrientes	39
3.5.1	Ciclo do nitrogênio.....	39
3.5.2	Ciclo do fósforo.....	41
4	MODELAGEM DA QUALIDADE DE ÁGUA EM RIOS	43
5	LEGISLAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS	46
5.1	Enquadramento e planejamento frente aos usos múltiplos.....	48
	REFERÊNCIAS	50
	 CAPÍTULO 2 - CONFORMIDADE AO ENQUADRAMENTO E USO E OCUPAÇÃO DO SOLO: INDICADORES PARA PLANEJAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS.....	 57
1	INTRODUÇÃO.....	57
2	METODOLOGIA.....	59

2.1	Área de estudo.....	59
2.2	Levantamento de dados	60
2.3	Cálculo do Índice de Conformidade ao Enquadramento	62
2.4	Uso e ocupação do solo	65
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	66
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	74
	REFERÊNCIAS	75

CAPÍTULO 3 – APLICAÇÃO DE TÉCNICAS ESTATÍSTICAS MULTIVARIADAS PARA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA INTERVENÇÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPOJUCA 78

1	INTRODUÇÃO.....	78
2	MATERIAL E MÉTODOS	81
2.1	Área de estudo e dados de qualidade.....	81
2.2	Levantamento de dados	82
2.3	Análise de agrupamentos.....	84
2.4	Análise de componentes principais (ACP)	86
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	88
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	102
	REFERÊNCIAS	102

CAPÍTULO 4 - MODELAGEM DA QUALIDADE DE ÁGUA NA BACIA DO RIO IPOJUCA A PARTIR DO MODELO QUAL-UFMG: ANÁLISE DO COMPORTAMENTO DA CARGA POLUIDORA E DE NUTRIENTES 108

1	INTRODUÇÃO.....	108
2	METODOLOGIA.....	109
2.1	Área de estudo.....	109
2.2	Aplicação do modelo QUAL-UFMG	113
2.2.1	Dados de entrada	114
2.2.1.1	<i>Cargas poluidoras</i>	116
2.2.2	Equação da mistura esgoto-rio	118
2.2.3	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Cinética de Desoxigenação	118
2.2.4	Oxigênio Dissolvido (OD) e Cinética de Oxigenação	120
2.2.5	Cinética do Fósforo	123

2.2.6	Cinética do Nitrogênio	124
2.3	Análise de desempenho do modelo para a bacia do rio Ipojuca	125
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	126
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	144
	REFERÊNCIAS	144

CAPÍTULO 5 – ADAPTAÇÃO E INTEGRAÇÃO DA MODELAGEM *TMDL* E DA ANÁLISE MULTICRITÉRIO PARA O PLANEJAMENTO SUSTENTÁVEL E CONTROLE DE POLUIÇÃO NA BACIA DO RIO IPOJUCA..... 149

1	INTRODUÇÃO.....	149
2	METODOLOGIA.....	151
2.1	Área de estudo.....	151
2.2	Aplicação da metodologia <i>Total Maximum Daily Load - TMDL</i>.....	152
2.2.1	Implementação do TMDL	154
2.2.2	Cenários simulados.....	158
2.3	Análise multicritério.....	160
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	165
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	192
	REFERÊNCIAS	193

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS DA TESE E SUGESTÕES PARA FUTUROS TRABALHOS 198

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A gestão dos recursos hídricos constitui um dos desafios mais complexos no âmbito das políticas ambientais e do desenvolvimento sustentável. Em um cenário global de crescente pressão sobre os recursos naturais, devido ao crescimento populacional, à intensificação das atividades econômicas e às mudanças climáticas, torna-se imprescindível adotar abordagens integradas e participativas para o gerenciamento das bacias hidrográficas (Cook; Bakker, 2012; Tammets *et al.*, 2013; Al-Jawad *et al.*, 2019).

No Brasil, a legislação de recursos hídricos, consolidada pela Lei nº 9.433/1997 (Brasil, 1997), estabelece a gestão descentralizada e participativa da água, com ênfase na utilização de ferramentas técnicas e normativas que visam garantir o uso sustentável dos recursos hídricos. Dentro desse contexto, a presente tese propõe-se a analisar e aplicar ferramentas de planejamento de recursos hídricos voltadas para o alcance das metas de enquadramento da qualidade da água com enfoque na bacia do rio Ipojuca, uma das mais impactadas no estado de Pernambuco.

A bacia hidrográfica do rio Ipojuca apresenta características geográficas, hidrológicas e socioeconômicas que a tornam um objeto de estudo de grande relevância no contexto da gestão integrada dos recursos hídricos. Com cerca de 320 km de extensão e uma área de drenagem superior a 3.400 km², a bacia atravessa diferentes unidades geoambientais de Pernambuco, desde as porções úmidas da Zona da Mata até o Semiárido, o que lhe confere elevada heterogeneidade ambiental e climática (APAC, 2024). Essa transição é marcada por fortes contrastes na disponibilidade hídrica, na cobertura vegetal e nas formas de uso e ocupação do solo, refletindo distintos padrões de pressão antrópica e vulnerabilidade socioambiental ao longo de seu curso (Carneiro; Silva, 2021).

Nas áreas inseridas no Semiárido, predominam elevadas taxas de evapotranspiração, baixos índices pluviométricos e alta irregularidade na distribuição das chuvas, resultando em longos períodos de estiagem e restrições à recarga hídrica subterrânea (Silva *et al.*, 2023). Essa conjuntura torna a bacia especialmente suscetível às mudanças climáticas e à variabilidade interanual das precipitações, ampliando o risco de escassez e a competição entre usos da água (Holanda *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2023). Além disso, a supressão da vegetação nativa, a expansão agropecuária e o crescimento urbano desordenado intensificam a erosão e o assoreamento dos cursos d'água, agravando o comprometimento da qualidade e da disponibilidade hídrica.

Nas porções de média e baixa bacia, destacam-se as pressões urbanas e industriais, especialmente nos municípios de Caruaru, Bezerros e Ipojuca, onde há concentração de atividades produtivas e polos industriais que contribuem para a degradação da qualidade da água (Pernambuco, 2010). Assim, o rio Ipojuca configura-se como um sistema socioecológico complexo, no qual coexistem áreas de elevada vulnerabilidade hídrica e regiões de expressiva produção econômica, exigindo estratégias de gestão que conciliem conservação ambiental, desenvolvimento regional e segurança hídrica (Araújo *et al.*, 2025).

Dessa forma, compreender a dinâmica hidroambiental da bacia requer uma abordagem integrada que considere as especificidades climáticas do Semiárido, os gradientes de uso do solo e a multiplicidade de agentes socioeconômicos envolvidos, de modo a subsidiar políticas públicas eficazes voltadas à sustentabilidade e à resiliência hídrica. Nesse contexto, a análise da qualidade da água torna-se um elemento essencial para o planejamento e a gestão dos recursos hídricos, sendo os índices de qualidade, como o Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE), ferramentas estratégicas que possibilitam avaliar de forma objetiva as condições ambientais e as pressões antrópicas sobre os corpos d'água (Fia *et al.*, 2009; Reis *et al.*, 2019; Lima; Oliveira; Tavares, 2023).

Esses índices facilitam a interpretação dos dados de monitoramento e, ao simplificarem a apresentação das informações, permitem que gestores e tomadores de decisão obtenham uma visão clara sobre o estado da bacia hidrográfica e as prioridades para a implementação de políticas de mitigação de impactos ambientais (Srivastava; Kumar, 2013). A padronização desses índices possibilita ainda uma comparação entre diferentes regiões e períodos, contribuindo para uma gestão mais eficiente e integrada.

Para compreender de forma espacial os processos que afetam a dinâmica dos poluentes em cursos d'água, a modelagem da qualidade da água pode ser entendida como uma ferramenta indispensável que fornece informações pertinentes (Poton *et al.*, 2023). A modelagem matemática, amplamente utilizada em estudos de recursos hídricos, permite simular diferentes cenários de poluição e avaliar o impacto das cargas poluidoras sobre os corpos d'água.

Dentre os modelos existentes, pode-se citar o QUAL-UFMG, desenvolvido especificamente para a realidade brasileira, têm se mostrado eficazes na simulação de parâmetros como a concentração de oxigênio dissolvido, nutrientes e matéria orgânica, elementos cruciais para a avaliação da qualidade da água (Von Sperling, 2007). Diversos autores apontam (Teodoro *et al.*, 2013; Lima; Mamede; Lima Neto, 2018; Gomides *et al.*, 2024) que o referido modelo fornece uma base técnica para a identificação de áreas mais vulneráveis e para

a proposição de intervenções que visem à melhoria das condições hídricas da bacia, sendo aplicado em diversos cursos d'água brasileiros.

Em conjunto com a aplicação de modelos de qualidade de água, a utilização de ferramentas estatísticas avançadas para a análise espacial dos dados de qualidade da água também desempenha um papel essencial na gestão dos recursos hídricos. A aplicação de técnicas como a análise de componentes principais (PCA) e a análise de agrupamento permite identificar padrões espaciais e temporais de degradação ambiental, bem como correlacionar as pressões antrópicas com os impactos observados nos corpos d'água (Collares *et al.*, 2021; Meireles *et al.*, 2024; Riboli; Lindino, 2024). Essas análises fornecem uma visão detalhada das áreas mais sensíveis da bacia, onde ações de mitigação e preservação devem ser priorizadas, contribuindo assim para um planejamento mais eficaz e direcionado para implementação de estações de tratamento.

A análise da capacidade de suporte dos recursos hídricos é outro aspecto fundamental no processo de planejamento de recursos hídricos. O conceito de carga máxima diária permitida, amplamente discutido na literatura internacional e implementado em diversos países através da metodologia TMDL (Total Maximum Daily Load), possibilita o estabelecimento de limites para a descarga de poluentes nos corpos hídricos, de modo a evitar a degradação e assegurar o cumprimento das metas de qualidade (Elshorbagy *et al.*, 2005; Margerum, 2011; Borges *et al.*, 2021). O TMDL estabelece uma relação direta entre a quantidade de poluentes que pode ser lançada em um corpo d'água e a capacidade desse sistema de diluição e autodepuração.

No caso da bacia do rio Ipojuca, a implementação dessas metodologias supracitadas representa uma estratégia robusta para o controle das fontes de poluição e para o planejamento de ações que promovam a recuperação e a preservação dos recursos hídricos. Assim, promove-se a conservação dos corpos hídricos, o alcance e a estabilidade da qualidade da água dentro dos padrões estabelecidos no seu enquadramento, além de garantir o uso sustentável dos recursos, essencial para a segurança hídrica e o desenvolvimento econômico da área.

O processo de planejamento de recursos hídricos em bacias hidrográficas altamente impactadas, como é o caso da bacia do rio Ipojuca, requer uma abordagem multidisciplinar que combine as ferramentas de modelagem, monitoramento e análise estatística. Dessa forma, a gestão integrada dos recursos hídricos, fundamentada em uma base técnico-científica sólida, é essencial para garantir a sustentabilidade dos usos múltiplos da água, bem como para assegurar a preservação ambiental e o cumprimento das metas de enquadramento de qualidade.

Ressalta-se que a realização de estudos que integrem as ferramentas de estatística multivariada, modelagem da qualidade da água, indicadores de qualidade e a metodologia

TMDL (Total Maximum Daily Load) possibilita o aprimoramento e adequação do gerenciamento de recursos hídricos. Esses instrumentos, usados em conjunto e com aplicações adaptadas, possuem o potencial de fornecer uma análise aprofundada dos desafios relacionados à gestão da água na área, permitindo identificar áreas críticas de intervenção, prever cenários futuros e estabelecer limites seguros para a carga de poluentes em corpos d'água.

Neste sentido, é possível oferecer subsídios técnicos e científicos para o cumprimento das metas estabelecidas pelas políticas de recursos hídricos, como a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/1997) (Brasil, 1997), que estabelece diretrizes para o uso sustentável e a preservação dos recursos hídricos. A aplicação de metodologias de gestão, como por exemplo, a TMDL, permite determinar a capacidade de suporte de uma bacia em termos de carga poluidora, ajudando a definir estratégias de recuperação e manutenção da qualidade da água, principalmente em bacias altamente impactadas por atividades antrópicas.

Ademais, o uso de indicadores de qualidade pode facilitar a comunicação dos resultados obtidos para gestores públicos e a sociedade, enquanto a modelagem de qualidade da água, permite avaliar o comportamento dos parâmetros de qualidade em diferentes cenários, auxiliando no planejamento de longo prazo. Neste cenário, a estatística multivariada também pode contribuir posteriormente para a compreensão de relações complexas entre as atividades antrópicas e a qualidade da água sobre os diversos cenários modelados, o que é essencial para a tomada de decisões assertivas para o cumprimento de metas de gestão.

Com isso, a presente pesquisa pretende fornecer subsídios técnicos e científicos para o aprimoramento do processo de gestão da bacia do rio Ipojuca, de modo a promover um equilíbrio entre o desenvolvimento socioeconômico e a proteção dos ecossistemas aquáticos. Dessa forma, com a integração das ferramentas propostas almeja-se impulsionar o alcance de metas de enquadramento e gestão sustentável das bacias hidrográficas, além de contribuir para o desenvolvimento de políticas públicas mais eficazes voltadas para a preservação e o uso racional dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

AL-JAWAD, J. Y.; ALSAFFAR, H. M.; BERTRAM, D.; KALIN, R. M. A comprehensive optimum integrated water resources management approach for multidisciplinary water resources management problems. **Journal of Environmental Management**, v. 239, n. 1, p. 211–224, 2019. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.03.045.

APAC. Agência Pernambucana de Águas e Clima. **Bacias Hidrográficas de Pernambuco**. Disponível em: < <http://www.apac.pe.gov.br/baciashidrograficas.php>>. Acesso em: 28 jul. 2024.

ARAÚJO, J. G. S.; MACHADO, M. R. I. M.; SILVA, A. F. (2025). Transição agroecológica e a convivência com o semiárido: resultados do diagnóstico no agroecossistema Sítio Torres – Caruaru – PE. **Caderno Pedagógico**, vol. 22(9), e18685, 2025. DOI: <https://doi.org/10.54033/cadpedv22n9-457>.

BORGES, P. H.; SANTOS, H. K.; BERNARDINI, C. S.; ALENCAR, I.; SOUSA, D. C.; SALES, R. Interface gráfica sob a utilização da lógica fuzzy: a qualidade de água em reservatórios. **Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, [S. l.], v. 13, n. 2, p. 567–581, 2020. DOI: 10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.2.67690.

BRASIL. **Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 – Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos**. Publicado no Diário Oficial da União, Brasília-DF, 1997.

CARNEIRO, L.; SILVA, L. O Ipojuca Pede Socorro: Ações de Educação Ambiental no Bairro Queimada Dantas em Bezerros/PE. **Educação Sem Distância - Revista Eletrônica Da Faculdade Unyleya**, vol. 2(2), 2675-9993, 2021.

COLLARES, M. F. A.; SILVA, L. F.; BARBOSA, R. B. G.; DOURADO, A. C. C.; REZENDE, B. N.; NASCIMENTO, J. A. C. Evaluation of the water quality of the Pardo River (MG) based on physical, chemical and microbiological parameters. **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 10, n. 5, p. e60010515532, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i5.15532.

COOK, C.; BAKKER, K. Water security: Debating an emerging paradigm. **Global Environmental Change**, v. 22, n. 1, p. 94–102, 2012. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2011.10.011.

ELSHORBAGY, A.; JUTLA, A.; BARBOUR, S.L.; KELLS, J. System dynamics approach to assess the sustainability of reclamation of disturbed watersheds. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v. 32, n. 1, p. 1-15, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1139/104-112>.

FIA, R.; MATOS, A. T.; CORADI, P. C.; RAMIREZ, O. P. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 1, p. 132–141, 2009.

GOMIDES, C. E.; MATOS, M. P. de; FIA, R. ; FONSECA, A. R. Estimativa da qualidade das águas das vertentes do Rio Grande – Brasil em diferentes cenários: modelagem das variáveis DBO e OD utilizando o Qual-UFGM : Estimation of the water quality of the Rio Grande-Brazil slopes in different scenarios: modelling of the BOD and DO variables using Qual-UFGM. **Revista de Geociências do Nordeste**, [S. l.], v. 10, n. 2, p. 1–18, 2024. DOI: 10.21680/2447-3359.2024v10n2ID35630.

HOLANDA, R. M.; MEDEIROS, R. M.; SABOYA, L. M. F.; FRANÇA, M. V.; PEREIRA, M. L. F.; BRAGA, S. E.; NET, F. C. R.; ARAÚJO, W. R. Geoespacialização dos índices: hídrico, aridez e umidade na bacia hidrográfica do rio Ipojuca. **RECIMA21 - Revista Científica Multidisciplinar**, vol. 2(4), e24246, 2021. DOI: <https://doi.org/10.47820/recima21.v2i4.246>.

HOORNBEEK, J.; HANSEN, E. Integrated Water Resource Management (IWRM) in the United States: an inquiry into the role of Total Maximum Daily Loads (TMDLs). **International Journal of Water Governance**, v. 2013, p. 339-360, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.7564/13-IJWG13>.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.23 n.1, p.125-135, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018167115>.

LIMA, W.; OLIVEIRA, K.; TAVARES, J. Validação do índice de estado trófico de corpos hídricos na bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró/RN, Brasil. **Caderno Prudentino De Geografia**, 3(45), p. 49–67, 2023.

MEIRELES, R. R.; RIBEIRO, H. M. C.; MORAES, V. M. C.; ALMEIDA, T. C.; ROCHA, T. S.; PANTOJA, D. N. S. M.; SOUZA, L. G. N. Avaliação da Qualidade da Água da Baía do Portel e do Rio Camaraipi, Município de Portel – Marajó, Amazônia Oriental. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S. l.], v. 17, n. 2, p. 1251–1267, 2024. DOI: 10.26848/rbgf.v17.2.p1251-1267.

PERNAMBUCO. Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos, do Estado de Pernambuco - SRHE-PE. **Plano Hidroambiental da Bacia do Rio Ipojuca**. SRHE-PE, Governo de Pernambuco, Recife-PE, 2010.

POTON, I. S. B.; REIS, J. A. T.; ALMEIDA, K. N.; RODRIGUES, M. B.; MENDONÇA, A. S. F.; SILVA, F. G. B. Simulação da qualidade da água do rio Pardo com incorporação de análise de incerteza. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 28, e20220157, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-415220220157>.

REIS, G. B.; ABREU, V. O.; FRAGA, M. S.; TOZI, T.; SILVA, D. D. Proposta de enquadramento de corpos hídricos em classes de uso na bacia hidrográfica do rio Santo Antônio (MG). **Nativa**, 7(2), 189–196p, 2019. <https://doi.org/10.31413/nativa.v7i2.6333>

RIBOLI, S. A.; LINDINO, C. Análise de componentes principais (pca) na discriminação de fontes de água potável. **Revista Tecnica**, [S. l.], v. 8, n. 2, 2024.

SILVA, M. C.; MEDEIROS, R. M.; HOLANDA, R. M.; FRANÇA, M. V. Tendência pluviométrica na bacia hidrográfica do Rio Ipojuca - PE, Brasil. **Observatório De La Economía Latinoamericana**, 21(10), 17065–17086, 2023. DOI: <https://doi.org/10.55905/oelv21n10-138>.

SRIVASTAVA, G.; KUMAR, P. Water quality index with missing parameters. **International Journal of research in Engineering and Technology**, v. 2, n. 4, p. 609–614, 2013. DOI:

TAMMETS, T.; JAAGUS, J. Climatology of precipitation extremes in Estonia using the method of moving precipitation totals. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 111, n. 3-4, p. 623-639, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00704-012-0691-1>.

TEODORO, A.; IDE, C. N.; RIBEIRO, M. L.; BROCH, S. A. O.; SILVA, J. B. Implementação do conceito capacidade de diluição de efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-

UFMG: estudo de caso no Rio Taquarazinho (MS). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 275-288, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000300010>.

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

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral consiste em analisar e aplicar ferramentas de planejamento de recursos hídricos que permitam alcançar metas de enquadramento da qualidade da água em bacias hidrográficas, com foco na bacia do rio Ipojuca. Para isso, propõe-se a implementação de um modelo de gestão que forneça subsídios para o gerenciamento dos recursos hídricos, considerando os usos preponderantes da água, os indicadores ambientais e o comportamento da qualidade da água ao longo da bacia.

2.2 Objetivos específicos

- Aplicar índices de qualidade da água que facilitem a interpretação dos dados de monitoramento e auxiliem no processo de tomada de decisão para a gestão dos recursos hídricos, proporcionando uma avaliação simplificada e padronizada das condições ambientais da bacia do rio Ipojuca;
- Empregar ferramentas estatísticas multivariadas que permitam a identificação de áreas mais sensíveis na bacia hidrográfica, possibilitando uma análise espacial mais detalhada das regiões com maiores impactos ambientais e contribuindo para um planejamento mais eficaz de ações de mitigação;
- Realizar a modelagem da qualidade de água, com o modelo QUAL-UFMG para verificar o comportamento de cargas poluidoras e nutrientes advindos de diversas fontes, na bacia do rio Ipojuca;
- Aplicar a modelagem de qualidade de água para averiguar a eficácia do processo de enquadramento da bacia hidrográfica em classes, visando analisar a qualidade dos recursos hídricos e suas compatibilidades de usos múltiplos, objetivos e metas;
- Implementar a metodologia TMDL (*Total Maximum Daily Load*) como ferramenta para a gestão dos recursos hídricos, estabelecendo limites máximos de poluentes que podem ser carregados pelo rio sem comprometer os objetivos de qualidade da água, e oferecendo suporte para o enquadramento e preservação da bacia hidrográfica;
- Efetuar uma análise multicritério integrando indicadores de atendimento, desempenho financeiro e operacional dos serviços de saneamento, bem como dados de qualidade da água ao longo do rio Ipojuca, com o propósito de identificar e hierarquizar os municípios

que contribuem com maior carga poluidora, de modo a subsidiar a priorização de intervenções estruturantes no tratamento de esgoto na bacia hidrográfica em estudo.

3 HIPÓTESES

O presente trabalho, que propõe a implementação de um conjunto integrado de ferramentas de planejamento e gestão dos recursos hídricos, compreendendo índices de qualidade da água, análise estatística multivariada, modelagem da qualidade da água (QUAL-UFMG), metodologia TMDL e análise multicritério, fundamenta-se nas seguintes hipóteses:

1. Que o alcance das metas de enquadramento da água em classes de qualidade, de forma compatível com os usos múltiplos, requer a identificação espacial das principais fontes de poluição, permitindo a determinação da contribuição relativa de cada setor de atividades;
2. Que a aplicação de índices de qualidade da água proporciona uma avaliação sistematizada e comparável das condições ambientais da bacia do rio Ipojuca, oferecendo suporte técnico ao processo de tomada de decisão e à adequação da qualidade da água às metas de enquadramento estabelecidas;
3. Que o emprego de ferramentas estatísticas multivariadas possibilita a identificação de áreas críticas na bacia, evidenciando regiões sujeitas a maiores pressões antrópicas e demandas prioritárias de mitigação, especialmente aquelas associadas a polos industriais de maior relevância;
4. Que a modelagem da qualidade da água, por meio do modelo QUAL-UFMG, viabiliza a simulação do comportamento de cargas poluidoras e de nutrientes, fornecendo subsídios técnicos para o processo de enquadramento e para o planejamento de estratégias de controle e recuperação da qualidade hídrica;
5. Que a implementação da metodologia TMDL permite o estabelecimento de cargas máximas diárias admissíveis de poluentes, assegurando o atendimento aos objetivos de qualidade da água sem comprometer os usos múltiplos e possibilitando a identificação das atividades com maior potencial de impacto;
6. Que a análise multicritério, ao integrar indicadores ambientais, operacionais e de desempenho dos serviços de saneamento, viabiliza a hierarquização dos municípios segundo sua contribuição relativa às cargas poluidoras, subsidiando a definição de prioridades para intervenções estruturantes na bacia hidrográfica.

4 ESTRUTURA DA TESE

A presente Tese tem como objeto de estudo a bacia hidrográfica do rio Ipojuca, uma das mais relevantes do estado de Pernambuco, que enfrenta significativas pressões antropogênicas decorrentes da urbanização e das atividades agropecuárias. Esses fatores resultam em impactos ambientais expressivos, comprometendo a qualidade da água e demandando estratégias robustas de gestão e monitoramento. Dessa forma, a estrutura da Tese foi concebida para abordar diferentes aspectos do gerenciamento da qualidade da água, bem como a implementação de ferramentas analíticas e de modelagem que possam subsidiar o planejamento e o enquadramento dos recursos hídricos na bacia do rio Ipojuca. Com esse intuito, a Tese está organizada em cinco capítulos, sendo que, para a etapa de qualificação, foram elaborados os três primeiros. A seguir, detalha-se a estrutura e o enfoque de cada capítulo:

- **Capítulo 1 – Fundamentação Teórica:** Apresenta o embasamento teórico essencial para a compreensão das dinâmicas de qualidade da água em bacias hidrográficas, abordando os principais conceitos relacionados ao enquadramento dos corpos hídricos e aos indicadores de qualidade da água;
- **Capítulo 2 – Conformidade ao Enquadramento e Análise do Uso e Ocupação do Solo:** Visa a aplicação do Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) e a realização de um estudo multitemporal do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Ipojuca. A partir dessas análises, busca-se identificar o grau de conformidade ao enquadramento da bacia e suas relações com as dinâmicas de ocupação da área, permitindo a elaboração de subsídios para o planejamento de recursos hídricos;
- **Capítulo 3 – Análise de Técnicas de Estatística Multivariada:** Com base na aplicação da Análise de Componentes Principais (ACP) e da Análise de Agrupamentos, objetiva-se identificar padrões de poluição, áreas mais vulneráveis e as principais fontes de contaminação que comprometem a qualidade da água. Essa abordagem permite a definição de áreas prioritárias para intervenção e o estabelecimento de medidas eficazes para mitigação de impactos ambientais;
- **Capítulo 4 – Modelagem da Qualidade da Água na Bacia do Rio Ipojuca a partir do Modelo QUAL-UFGM:** Explora a aplicação do modelo QUAL-UFGM na simulação do comportamento da qualidade da água, com ênfase na análise da carga poluidora e dos nutrientes. A modelagem possibilita a compreensão das interações entre diferentes fontes de

poluição e as condições hidrológicas da bacia, fornecendo subsídios para a gestão eficiente dos recursos hídricos em cenários futuros;

- **Capítulo 5 – Implementação da Metodologia TMDL (Total Maximum Daily Load) e Análise Multicritério como Modelo de Gestão:** Este capítulo apresenta a aplicação da metodologia TMDL para a definição das cargas máximas admissíveis de poluentes na bacia hidrográfica do rio Ipojuca, com vistas à preservação da qualidade da água e à sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos. Ademais, incorpora uma análise multicritério dos municípios contribuintes, considerando indicadores de saneamento, desempenho técnico-operacional e qualidade hídrica, a fim de identificar e hierarquizar as cidades prioritárias para intervenção e subsidiar estratégias integradas de gestão ambiental alinhadas às metas de enquadramento da bacia.

A abordagem metodológica desenvolvida ao longo dos Capítulos 2, 3, 4 e 5 viabiliza um diagnóstico abrangente e articulado da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Ipojuca, considerando de forma integrada as fontes poluidoras, os indicadores ambientais e os padrões de dispersão e assimilação dos poluentes. Essa análise permite avaliar com maior precisão o potencial de autodepuração da bacia, orientando a proposição de soluções mais eficazes e territorialmente adequadas para o manejo e a gestão sustentável dos recursos hídricos.

Essa abordagem contribui de modo direto para o cumprimento das metas de enquadramento, a formulação de políticas públicas estruturadas, a implementação de estratégias de conservação e a garantia da manutenção dos usos múltiplos da água. Assim, os resultados obtidos ao longo da pesquisa oferecem subsídios técnicos e científicos fundamentais à consolidação de uma gestão integrada e eficiente na bacia do rio Ipojuca, assegurando sua sustentabilidade frente às dinâmicas ambientais e socioeconômicas que caracterizam a região.

CAPÍTULO 1 – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

1 USOS MÚLTIPLOS DA ÁGUA

Os usos múltiplos da água referem-se às diversas finalidades que envolvem o uso desse recurso natural, fundamentais para o desenvolvimento humano e a preservação dos ecossistemas (Fielmua; Mwingyin, 2015; ANA, 2019). Esses usos podem ser categorizados em consuntivos, nos quais a água é retirada de seu ambiente natural e não é devolvida ou retorna em condições alteradas, e não consuntivos, em que a água é utilizada sem ser retirada ou removida significativamente, sendo devolvida em condições relativamente inalteradas (Braga *et al.*, 2008). A gestão eficiente dos diferentes usos da água é essencial para garantir a disponibilidade do recurso, minimizar conflitos entre setores e promover o equilíbrio sustentável entre as demandas humanas e a preservação ambiental (Arthington *et al.*, 2010).

Os usos consuntivos da água estão diretamente relacionados à retirada do recurso para diversos fins, como o abastecimento humano, a irrigação agrícola, a produção industrial e a pecuária. O abastecimento de água para consumo humano tem prioridade em quase todos os sistemas legais de gestão hídrica, dada a sua importância para a saúde pública e o bem-estar da sociedade (Branstrator, 2022). Com o crescimento populacional e a intensificação da urbanização, a demanda por água para o abastecimento humano tem aumentado, o que resulta em uma competição crescente com outros setores, como a agricultura e a indústria (Brum, 2017).

A agricultura irrigada é o maior usuário consuntivo de água em nível global, sendo a atividade que mais demanda água (Mollinga, 2008). Em regiões onde as condições climáticas são desfavoráveis ao cultivo, a irrigação é imprescindível para a manutenção da produção agrícola (Testezlaf; Matsur; Cardoso, 2017). No entanto, o uso intensivo da água para esse fim gera um impacto significativo sobre a disponibilidade hídrica, podendo afetar outros usos e contribuir para a poluição dos corpos d'água em virtude do escoamento de fertilizantes e pesticidas (Castro; Nascimento, 2016).

Da mesma forma, a indústria também é uma grande consumidora de água, empregando-a em processos de produção, refrigeração e geração de energia. As indústrias, sobretudo as químicas e metalúrgicas, frequentemente devolvem a água ao meio ambiente em condições alteradas, o que demanda um tratamento adequado para evitar impactos negativos à qualidade da água (Heller; Casseb, 1995). A pecuária, por sua vez, utiliza volumes consideráveis de água, tanto para a dessedentação dos animais quanto para a produção de alimentos, exacerbando o

uso consuntivo em áreas de criação intensiva e contribuindo para a degradação dos corpos hídricos (Derísio, 2012).

Em contrapartida, os usos não consuntivos da água não envolvem a retirada significativa do recurso ou sua alteração substancial, o que implica menores impactos sobre a disponibilidade hídrica (Nascimento, 2011). A geração de energia hidrelétrica é um exemplo clássico de uso não consuntivo, uma vez que a água é utilizada para mover turbinas e gerar eletricidade, sendo posteriormente devolvida ao seu curso natural. No entanto, embora a água não seja consumida, as usinas hidrelétricas podem alterar o regime hidrológico dos rios, impactando os ecossistemas aquáticos e as comunidades humanas a jusante (Campos, 2002). A navegação é outro uso não consuntivo que depende da manutenção de níveis adequados de água para permitir o transporte de bens e pessoas. Nesse contexto, a gestão adequada da água é crucial para evitar que captações excessivas comprometam a navegabilidade de importantes vias hídricas (ANA, 2019).

Atividades recreativas e turísticas também exemplificam usos não consuntivos, uma vez que a prática de esportes aquáticos, a pesca e o turismo em áreas naturais não reduzem significativamente o volume de água disponível, embora a qualidade do recurso seja essencial para garantir a segurança e a atratividade dessas atividades (Yukseler *et al.*, 2009). Ademais, a preservação ambiental representa um uso não consuntivo crucial para a manutenção dos ecossistemas aquáticos. A preservação de áreas úmidas, estuários e rios é fundamental para a biodiversidade e para a prestação de serviços ecossistêmicos, como a regulação do clima, a retenção de nutrientes e a proteção contra inundações (Heller; Casseb, 1995). Esses serviços são essenciais para a sustentabilidade dos recursos hídricos a longo prazo e, por isso, devem ser uma prioridade nas políticas de gestão da água.

A coexistência de usos consuntivos e não consuntivos frequentemente gera conflitos de uso, principalmente em regiões onde a disponibilidade de água é limitada. O aumento das demandas, aliado à variabilidade climática e à intensificação das atividades humanas, impõe desafios para a alocação equilibrada dos recursos hídricos (Derísio, 2012). Conflitos são comuns, por exemplo, entre o uso agrícola e o abastecimento humano ou entre o uso industrial e a preservação ambiental. Em muitos casos, a competição por água em situações de escassez leva à necessidade de uma gestão integrada e participativa, que considere as diferentes demandas e assegure a equidade na distribuição dos recursos (Bitencourt *et al.*, 2019).

2 POLUIÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS E BACIAS HIDROGRÁFICAS

A poluição dos recursos hídricos consiste em um dos principais desafios para a gestão sustentável das bacias hidrográficas, em decorrência de substâncias nocivas, provenientes de atividades humanas, que são lançadas nos corpos d'água, comprometendo sua qualidade e afetando os ecossistemas aquáticos. Nas bacias hidrográficas, a poluição tende a se acumular ao longo do curso dos rios, especialmente em áreas de alta densidade populacional e intensa atividade agrícola ou industrial.

Esse processo de degradação é exacerbado pela impermeabilização do solo em áreas urbanas, o que aumenta o volume de escoamento superficial carregado de poluentes, além de dificultar a infiltração da água no solo. O impacto cumulativo dessa poluição afeta não apenas a qualidade da água, mas também a biodiversidade aquática, os serviços ecossistêmicos e a saúde humana.

2.1 Identificação de fontes poluidoras

A identificação das fontes poluidoras consiste em uma etapa fundamental para a gestão eficaz da qualidade da água em bacias hidrográficas. As fontes de poluição podem ser classificadas em fontes pontuais e fontes difusas, além de serem diferenciadas entre fontes de origem antrópicas e naturais, cada uma com impactos distintos sobre o ambiente aquático (Von Sperling, 2005). O entendimento dessas categorias é essencial para a formulação de estratégias de controle e mitigação, especialmente considerando as diferentes formas de uso e ocupação do solo.

As fontes pontuais referem-se a emissões de poluentes provenientes de locais específicos, como descargas de efluentes industriais, esgotos domésticos ou despejos de atividades agrícolas concentradas (Lima *et al.*, 2016). A identificação dessas fontes é relativamente simples, uma vez que a poluição pode ser diretamente associada a um ponto de descarga. O controle das fontes pontuais é feito por meio de monitoramento contínuo e pela aplicação de tecnologias de tratamento de efluentes, assegurando que os parâmetros de qualidade da água sejam respeitados (Steinke; Saito, 2008).

Ademais, as fontes difusas resultam de atividades dispersas, sendo mais difíceis de rastrear. Exemplos incluem o escoamento de águas pluviais em áreas urbanas, o uso de fertilizantes e pesticidas em regiões agrícolas e o transporte de poluentes atmosféricos que se depositam nos corpos d'água (Martins, 2017; Pereira *et al.*, 2022). A poluição difusa está

fortemente ligada ao uso e ocupação do solo, já que práticas inadequadas, como o desmatamento, a urbanização descontrolada e a agricultura intensiva, podem acelerar o transporte de poluentes para os rios e lagos. Nesse contexto, a gestão do uso do solo é essencial para mitigar os impactos das fontes difusas e reduzir a carga poluidora nos sistemas aquáticos (Libos; Rotunno Filho; Zeilhofer, 2003).

Além dessa distinção, é importante considerar as fontes de poluição de origem antrópicas e naturais. As fontes antrópicas são ocasionadas pelas atividades humanas, como a industrialização, a agricultura e o crescimento urbano. A poluição antrópica tende a ser mais intensa e a se acumular ao longo do tempo, exacerbando os impactos sobre a qualidade da água (Kasak *et al.*, 2018). Já as fontes naturais de poluição incluem processos como a erosão do solo, a decomposição de matéria orgânica e a lixiviação de minerais presentes na geologia da bacia. Embora essas fontes sejam naturais, elas podem ser intensificadas por atividades humanas que alteram o ciclo hidrológico e a estrutura do solo, como a retirada de cobertura vegetal e a modificação de cursos d'água (Hellmann, 2020).

A identificação das fontes poluidoras, sejam pontuais, difusas, de origem antrópicas ou naturais, depende de ferramentas como o monitoramento de qualidade da água e o uso de modelos hidrológicos e de qualidade. Essas técnicas, combinadas com o geoprocessamento e o sensoriamento remoto, permitem correlacionar a poluição com padrões de uso e ocupação do solo, facilitando a adoção de medidas preventivas e corretivas. Dessa forma, é possível não apenas controlar a poluição existente, mas também planejar o uso sustentável dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas.

2.2 Consequências da poluição

A poluição dos recursos hídricos em bacias hidrográficas acarreta uma série de consequências negativas para o equilíbrio ecológico, a qualidade da água e o uso desse recurso pelas populações humanas. Deve-se salientar que a poluição das bacias hidrográficas também ocasiona consequências sobre a disponibilidade hídrica, afetando assim, além da qualidade, a quantidade da água doce disponível nas bacias hidrográficas, o que pode aumentar as demandas de água sobre os recursos hídricos (Vairavamorthy; Gorantiwar; Pathirana, 2008).

Um dos impactos mais significativos consiste na eutrofização, que ocorre quando há um excesso de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, nos corpos d'água (Yan *et al.*, 2017). Esses nutrientes, comumente provenientes de escoamento agrícola e de efluentes domésticos e industriais, promovem o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas. A proliferação

dessas algas, em um processo conhecido como *bloom* algal, é responsável por bloquear a penetração da luz solar, prejudicando a fotossíntese de outras plantas subaquáticas (Schindler *et al.*, 2016). Além disso, o aumento da biomassa vegetal leva à decomposição acelerada de matéria orgânica, o que resulta na redução do oxigênio dissolvido.

O decaimento de oxigênio nos corpos hídricos é uma consequência direta da decomposição de matéria orgânica promovida pelo excesso de nutrientes e pela proliferação de organismos (Ladwig *et al.*, 2021). Esse processo é intensificado quando bactérias aeróbicas consomem o oxigênio disponível durante a decomposição de organismos mortos. À medida que o oxigênio se esgota, a água se transforma em um ambiente inadequado para a maioria dos organismos aquáticos, como peixes e invertebrados, que dependem de níveis adequados de oxigênio para sobreviver (Carneiro *et al.*, 2023). O resultado é a perda de biodiversidade e o declínio das populações de espécies sensíveis às alterações nos níveis de oxigênio.

Em casos extremos, o esgotamento de oxigênio leva à criação de ambientes anaeróbios, nos quais apenas microrganismos que não dependem de oxigênio podem sobreviver (Birt *et al.*, 2021). Esses microrganismos anaeróbios produzem subprodutos tóxicos, como sulfeto de hidrogênio, que causam odores e tornam a água imprópria para consumo humano e para o uso recreativo. Além disso, ambientes anaeróbios limitam a capacidade dos corpos d'água de realizar a autodepuração, processo natural em que o ecossistema aquático degrada e neutraliza poluentes ao longo do tempo (Cui *et al.*, 2021). Com a interrupção desse processo, a capacidade do rio ou lago de se recuperar de episódios de poluição é drasticamente comprometida, agravando a degradação ambiental.

Outra consequência importante da poluição dos recursos hídricos é o surgimento de zonas mortas, áreas em que a concentração de oxigênio é tão baixa que formas de vida complexas não conseguem sobreviver (Zhang *et al.*, 2019). Essas zonas são frequentemente observadas em áreas próximas a grandes centros urbanos e zonas agrícolas, onde a poluição é mais intensa. Além disso, a presença de substâncias tóxicas nos corpos d'água, como metais pesados, pesticidas e resíduos industriais, pode se bioacumular nos organismos aquáticos, contaminando a cadeia alimentar e gerando sérios riscos à saúde humana (Silva *et al.*, 2023). Entre os impactos para a saúde estão doenças causadas por água contaminada e o envenenamento por metais pesados, que afeta diretamente as populações que dependem da pesca ou da água para consumo.

Assim, a poluição também afeta o uso dos recursos hídricos para abastecimento público, atividades recreativas e agrícolas. A água contaminada exige tratamento mais intenso e oneroso para ser utilizada de maneira segura, enquanto a poluição química e biológica pode inviabilizar

atividades como pesca, turismo e irrigação. Dessa forma, as consequências da poluição dos recursos hídricos não se limitam apenas à degradação ecológica, mas também comprometem o bem-estar humano, os serviços ecossistêmicos e o desenvolvimento socioeconômico das regiões afetadas.

3 QUALIDADE DE ÁGUA E CARACTERÍSTICAS BIOGEOQUÍMICAS

A qualidade da água é determinada por um conjunto de características físicas, químicas e biológicas que definem sua adequação para diferentes usos, como abastecimento público, recreação, irrigação e suporte à vida aquática. Essas características são influenciadas tanto por fatores naturais, como a geologia da região e o clima, quanto por atividades antrópicas, como agricultura, indústria e urbanização (Braga, 2021). A presença de poluentes, variações na composição mineral e alterações na temperatura são alguns dos fatores que podem comprometer a qualidade da água e seus diversos usos (ANA, 2005).

As características biogeoquímicas da água incluem a concentração de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, além de elementos como carbono, enxofre e metais traços. Esses elementos desempenham um papel fundamental na dinâmica dos ecossistemas aquáticos, regulando processos biológicos e químicos. A presença excessiva de nutrientes, por exemplo, como é sabido, pode ocasionar processos de eutrofização, enquanto a deficiência de oxigênio dissolvido impacta a vida aquática e reduz a capacidade de autodepuração do corpo hídrico, o que gerar zonas mortas.

3.1 Parâmetros físicos

Os parâmetros físicos de qualidade da água representam as características físicas que podem ser facilmente medidas e estão diretamente relacionadas às condições ambientais e ao uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica. Esses parâmetros incluem aspectos como temperatura, turbidez, sólidos em suspensão, cor e condutividade elétrica, os quais, em conjunto, influenciam a dinâmica do ecossistema aquático e a qualidade geral da água (Von Sperling, 2005; CETESB, 2018).

Um dos principais parâmetros físicos é a temperatura, que afeta tanto os processos biológicos quanto químicos nos corpos d'água. A temperatura influencia diretamente a solubilidade dos gases, em especial o oxigênio dissolvido, que é fundamental para a

sobrevivência dos organismos aquáticos (Von Sperling, 2005). Além disso, regula a taxa de reações bioquímicas, como a decomposição de matéria orgânica, e a atividade metabólica dos organismos. Variações anormais de temperatura, causadas por descargas de efluentes térmicos de indústrias ou mudanças no uso do solo, podem impactar negativamente a biodiversidade aquática, criando condições favoráveis para algumas espécies em detrimento de outras.

A turbidez é outro parâmetro físico importante, medido pela quantidade de partículas em suspensão na água, como sedimentos, argilas, materiais orgânicos e inorgânicos. A turbidez elevada reduz a penetração de luz, afetando a fotossíntese de plantas aquáticas e algas (Santos *et al.*, 2001). Isso pode prejudicar a produção de oxigênio e desestabilizar as cadeias alimentares aquáticas. Além disso, altas concentrações de partículas suspensas podem causar abrasão das brânquias de peixes e dificultar a navegação e a recreação. A turbidez está geralmente relacionada ao escoamento superficial, erosão do solo e atividades como a agricultura e o desmatamento nas margens dos rios.

Os sólidos em suspensão também são indicadores da qualidade física da água e estão associados à turbidez. Esses sólidos incluem material orgânico e inorgânico que pode ser carregado pela água corrente. Em excesso, os sólidos em suspensão podem se depositar no leito dos rios, alterando o habitat de espécies bentônicas e reduzindo a capacidade de infiltração do solo nas áreas adjacentes (Braga *et al.*, 2021). A presença elevada desses sólidos em suspensão é geralmente consequência de práticas inadequadas de manejo do solo, urbanização descontrolada e desmatamento, que aumentam o escoamento superficial e a erosão.

Outro parâmetro físico importante é a cor da água, que pode ser natural, devido à presença de matéria orgânica dissolvida, como húmus, ou causada por poluentes, como esgotos industriais ou domésticos (Von Sperling, 2005). Embora a cor não represente diretamente um risco à saúde, ela pode indicar a presença de substâncias indesejadas e a necessidade de tratamento adicional. Em águas destinadas ao abastecimento público, a cor é um parâmetro relevante para garantir a aceitação estética e a potabilidade.

Ademais, a condutividade elétrica mede a capacidade da água de conduzir corrente elétrica, o que está diretamente relacionado à concentração de íons dissolvidos, como sais e minerais (Obhahie *et al.*, 2007). Esse parâmetro é influenciado pela geologia local e pelas atividades humanas, como irrigação, aplicação de fertilizantes e despejo de efluentes. A condutividade elevada pode indicar poluição por fontes antrópicas e está associada à salinização da água, o que pode comprometer seu uso para irrigação, consumo humano e suporte à vida aquática.

3.2 Parâmetros químicos

Os parâmetros químicos de qualidade da água englobam a concentração e a presença de substâncias químicas que podem influenciar tanto a qualidade da água quanto a saúde pública (Braga *et al.*, 2021). Entre os principais parâmetros químicos estão oxigênio dissolvido (OD), pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DCO), nutrientes (nitrogênio e fósforo), metais pesados e substâncias tóxicas.

O oxigênio dissolvido (OD) é um dos parâmetros mais críticos para a qualidade da água, sendo essencial para a respiração dos organismos aquáticos, como peixes e invertebrados (Manahan, 2001). O OD é influenciado por fatores como temperatura, turbidez e presença de matéria orgânica. A diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido pode indicar a presença excessiva de matéria orgânica e poluentes, comprometendo a saúde dos ecossistemas aquáticos e levando a condições anaeróbicas que afetam negativamente a vida aquática.

O pH mede a acidez ou alcalinidade da água e é crucial para a manutenção de condições adequadas para organismos aquáticos e para a estabilidade dos processos químicos e biológicos (Silva *et al.*, 2018). Valores extremos de pH podem ser prejudiciais à vida aquática e interferir na solubilidade de diversos compostos químicos. O pH da água pode variar devido a fatores naturais, como a geologia da área, ou por influência de poluentes, como ácidos ou bases industriais.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO) são parâmetros que indicam a quantidade de matéria orgânica presente na água. A DBO mede a quantidade de oxigênio consumida por microorganismos na decomposição de matéria orgânica em condições aeróbicas, enquanto a DQO mede a quantidade total de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica e alguns compostos químicos presentes na água (Von Sperling, 2007). Altos valores de DBO e DCO sugerem uma alta carga orgânica, que pode resultar em baixos níveis de oxigênio dissolvido e em um impacto negativo sobre os ecossistemas aquáticos.

Os nutrientes, como nitrogênio e fósforo, são fundamentais para o crescimento de plantas aquáticas e fitoplâncton (Esteves, 1998). No entanto, concentrações elevadas desses nutrientes, provenientes de efluentes agrícolas, esgotos e fertilizantes, podem levar à eutrofização, caracterizada pelo crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas (CETESB, 2018). A eutrofização resulta em proliferação de algas, redução do oxigênio dissolvido e prejuízo à qualidade da água e à biodiversidade. O monitoramento das concentrações de nitrogênio e fósforo é, portanto, essencial para a gestão da qualidade da água.

A presença de metais pesados e substâncias tóxicas, como mercúrio, chumbo e cádmio, pode resultar de atividades industriais, mineração e uso de pesticidas (Braga *et al.*, 2021). Esses compostos podem ser prejudiciais à saúde humana e aos ecossistemas aquáticos, causando bioacumulação em organismos e afetando a cadeia alimentar. A detecção e quantificação desses contaminantes são cruciais para a segurança dos recursos hídricos e a proteção da saúde pública.

3.3 Parâmetros biológicos

Os parâmetros biológicos de qualidade da água são fundamentais para avaliar a presença e a abundância de organismos vivos no ambiente aquático, refletindo a qualidade da água e os impactos das atividades humanas. Entre os principais parâmetros biológicos pode-se indicar os indicadores microbiológicos e a biodiversidade de macroinvertebrados.

Os indicadores microbiológicos, como coliformes totais e *escherichia coli* (*E. coli*), são amplamente utilizados para avaliar a contaminação fecal e a potabilidade da água (CETESB, 2018). A presença de coliformes e *E. coli* na água indica contaminação por esgoto ou matéria orgânica, podendo representar um risco significativo para a saúde pública devido à possibilidade de doenças transmitidas por água contaminada, como gastroenterites e hepatites (Von Sperling, 2007). O monitoramento desses indicadores é essencial para garantir que a água esteja livre de patógenos e adequada para consumo e uso recreativo.

A biodiversidade de macroinvertebrados é outro parâmetro importante, pois esses organismos são sensíveis às mudanças na qualidade da água e podem servir como bioindicadores do estado ecológico de um corpo hídrico. A presença e a abundância de diferentes espécies de macroinvertebrados, como insetos aquáticos, moluscos e crustáceos, refletem a saúde do ambiente aquático e a qualidade da água (Costa *et al.*, 2024). A diversidade de macroinvertebrados é afetada por fatores como a poluição orgânica, a sedimentação e as alterações no habitat, tornando-os indicadores valiosos para a avaliação da integridade ecológica dos corpos d'água.

O biomonitoramento envolve a avaliação contínua da qualidade da água através do estudo dos organismos vivos e suas respostas a mudanças ambientais. Essa abordagem pode incluir o monitoramento da saúde de comunidades aquáticas, o estudo das interações entre espécies e a análise de respostas a poluentes específicos. O biomonitoramento proporciona uma visão detalhada das condições ambientais e das pressões que afetam a qualidade da água, permitindo a implementação de medidas de gestão adaptativas para proteger e restaurar os ecossistemas aquáticos.

3.4 Desoxigenação e reaeração

A cinética de desoxigenação e reaeração em cursos d'água são processos fundamentais na dinâmica de qualidade da água, especialmente no contexto de corpos d'água afetados por poluição orgânica (Von Sperling, 2007). Estes processos determinam a capacidade de um curso d'água de remover poluentes e restaurar seus níveis de oxigênio dissolvido, impactando diretamente a saúde dos ecossistemas aquáticos e a adequação da água para diferentes usos. A compreensão desses processos é essencial para a gestão eficaz da qualidade da água e a modelagem de poluição em ambientes aquáticos.

A desoxigenação refere-se à diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido em um corpo d'água devido à decomposição de matéria orgânica (Braga *et al.*, 2021). Esse processo é predominantemente influenciado pela atividade de microorganismos que decompõem matéria orgânica, como resíduos de plantas, animais e esgoto. A cinética de desoxigenação pode ser descrita por modelos matemáticos que quantificam a taxa de consumo de oxigênio ao longo do tempo. O modelo de primeira ordem é frequentemente utilizado para estimar a taxa de desoxigenação, com base na Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

A taxa de desoxigenação é uma função dependendo do tipo de matéria orgânica, da temperatura e da concentração de oxigênio dissolvido. A equação geralmente usada para descrever esse processo é mostrada na Equação 1. À medida que a matéria orgânica é decomposta, a demanda por oxigênio aumenta, resultando na redução dos níveis de oxigênio dissolvido no corpo d'água (Von Sperling, 2007). Esse processo pode ser exacerbado por altas cargas de poluentes orgânicos e pode levar a condições anaeróbicas, onde o oxigênio é praticamente inexistente.

$$\frac{d[O_2]}{dt} = - K_d * [O_2] \quad (1)$$

Em que: $[O_2]$ é a concentração de oxigênio dissolvido e k_d é a constante de desoxigenação.

No concerne à reaeração, este é um processo pelo qual o oxigênio é reabastecido no corpo d'água a partir da atmosfera. Esse processo é crucial para a recuperação da qualidade da água após episódios de desoxigenação. A taxa de reaeração é influenciada por fatores como a turbulência da água, a velocidade do fluxo e a área de contato entre a água e o ar (Von Sperling, 2007). O modelo mais comum para descrever a reaeração é o modelo de primeira ordem, apresentado pela Equação 2.

$$\frac{d[O_2]}{dt} = K_a * [C_s - O_2] \quad (2)$$

Em que: $[O_2]$ é a concentração de oxigênio dissolvido; K_a é a constante de desoxigenação; C_s é a concentração de oxigênio saturado.

A constante de reaeração (K_a) depende das características do corpo d'água, como sua profundidade, forma e velocidade do fluxo. Em ambientes com alta turbulência, como em áreas de corredeiras ou em corpos d'água com alta velocidade de fluxo, a taxa de reaeração tende a ser maior, facilitando a recuperação dos níveis de oxigênio dissolvido na água (Von Sperling, 2007).

A concentração de saturação do oxigênio (C_s) consiste na quantidade de oxigênio que a água pode reter sob condições específicas de temperatura, pressão e salinidade. A solubilidade do oxigênio na água aumenta com a diminuição da temperatura e diminui com o aumento da salinidade e da pressão atmosférica. As equações de solubilidade de oxigênio, como as fornecidas pela Lei de Henry e tabelas de saturação, permitem a estimativa do C_s com base em dados ambientais. A fórmula geral para calcular a concentração de saturação de oxigênio é determinada pela Equação 3 (Moran *et al.*, 2014).

$$C_s = \frac{P_{O_2} * K}{R * T} \quad (3)$$

Em que: P_{O_2} é a pressão parcial do oxigênio no ar; K é a constante de solubilidade do oxigênio; R é a constante dos gases; T é a temperatura da água em Kelvin.

Nesta perspectiva, a interação entre desoxigenação e reaeração é essencial para entender a dinâmica da qualidade da água em cursos d'água. O equilíbrio entre a taxa de desoxigenação e a taxa de reaeração determina a capacidade do corpo d'água de manter níveis adequados de oxigênio dissolvido (Von Sperling, 2005). Em situações em que a carga de matéria orgânica é alta e a taxa de desoxigenação supera a taxa de reaeração, pode ocorrer uma redução crítica no oxigênio dissolvido, afetando negativamente a vida aquática e a qualidade da água.

Manter níveis adequados de oxigênio dissolvido é crucial para a saúde dos ecossistemas aquáticos e a qualidade da água. A concentração de saturação do oxigênio serve como um parâmetro de referência para avaliar a recuperação da água após episódios de desoxigenação (Manahan, 2001). Em situações de poluição orgânica, onde a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é alta, os níveis de oxigênio dissolvido podem cair significativamente. A capacidade de reaeração para restaurar o oxigênio dissolvido próximo a C_s é, em geral, um fator crítico na

recuperação do ecossistema e na prevenção de condições anaeróbicas que podem comprometer a biodiversidade aquática (Von Sperling, 2005).

Modelos de qualidade da água frequentemente incorporam ambos os processos para prever como diferentes cenários de carga de poluentes e características do corpo d'água afetam os níveis de oxigênio. Esses modelos são fundamentais para a gestão de poluição e para o planejamento de medidas de controle que assegurem a saúde dos ecossistemas aquáticos e a sustentabilidade dos recursos hídricos.

3.5 Ciclos de nutrientes

3.5.1 Ciclo do nitrogênio

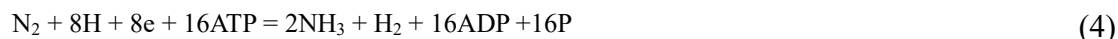
O ciclo do nitrogênio em rios é um processo biogeoquímico fundamental que envolve a transformação do nitrogênio através de várias formas químicas e biológicas, incluindo amônia, nitrito e nitrato. Essas transformações são essenciais para a manutenção da saúde dos ecossistemas aquáticos e a qualidade da água.

A amonificação é um dos principais processos do ciclo do nitrogênio em ambientes aquáticos. Este processo envolve a conversão de matéria orgânica contendo nitrogênio em amônia (NH_3) ou íons amônio (NH_4^+). A amonificação ocorre principalmente durante a decomposição de matéria orgânica, como resíduos de plantas e animais, e é realizada por microrganismos decompositores, como bactérias e fungos (Guimarães *et al.*, 2024).

Ademais, a amônia é uma das formas iniciais do nitrogênio nos corpos d'água e resulta da decomposição de matéria orgânica e do despejo de efluentes. Sendo este parâmetro pode existir como amônia gasosa (NH_3) ou como íon amônio (NH_4^+), sendo tóxica para a vida aquática em concentrações elevadas, por isso seu controle é crucial (Von Sperling, 2005). No ciclo biogeoquímico do nitrogênio a transformação do nitrogênio atmosférico (N_2) em outras formas de nitrogênio que podem ser assimiladas pelos organismos vivos. Esse processo, denominada de fixação, é realizado principalmente por microrganismos, que convertem o nitrogênio atmosférico em amônia (NH_3) ou íons amônio (NH_4^+), essenciais para a nutrição de plantas e a produtividade dos ecossistemas (Barros, 2008).

A fixação biológica pode ser entendida como o processo realizado por microrganismos, incluindo bactérias e cianobactérias, que possuem a capacidade de converter o nitrogênio atmosférico em amônia. Estes microrganismos podem viver em simbiose com plantas ou como

organismos livres no solo. A Equação 4 mostra o processo de transformação do nitrogênio indicial em amônia (Von Sperling, 2007).

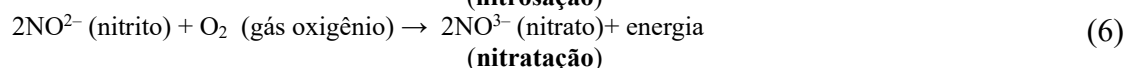
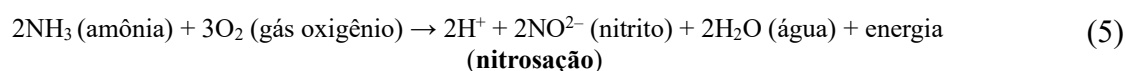


Em que: N_2 é o nitrogênio atmosférico; NH_3 é a amônia; ATP é a adenosina trifosfato; E consiste em elétrons; H é o Hidrogênio.

A fixação física do nitrogênio também pode ocorrer, onde não existe a participação de organismos vivos e é impulsionada por processos físico-químicos, como descargas atmosféricas e reações industriais. Descargas elétricas durante tempestades (relâmpagos) podem converter o nitrogênio atmosférico em óxidos de nitrogênio (NO e NO_2), que posteriormente se transformam em nitrato (NO_3^-) quando dissolvidos em água de chuva.

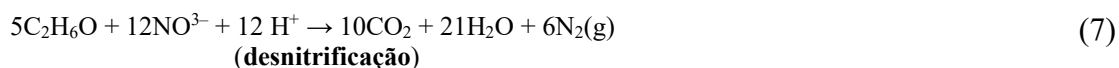
Outro processo essencial no ciclo do nitrogênio em ambientes aquáticos consiste na nitrificação, que é compreendida como um processo bioquímico ocorrente em cursos hídricos, onde se transforma a amônia em nitrito e, posteriormente, em nitrato. Este processo é crucial para a qualidade da água e a saúde dos ecossistemas aquáticos, pois converte formas de nitrogênio potencialmente tóxicas em formas mais estáveis e menos prejudiciais. A nitrificação é realizada por comunidades de bactérias nitrificantes que desempenham um papel vital na manutenção do equilíbrio ecológico.

Essa nitrificação ocorre em duas etapas principais, sendo que na primeira etapa, a amônia é oxidada a nitrito (NO_2^-) por bactérias nitrificantes do gênero *Nitrosomonas* (Von Sperling, 2007). A reação química que representa essa transformação é apresentada na Equação 5, esse processo pode ser denominado de nitrosação. Neste caso, a amônia é convertida em nitrito, com a liberação de íons hidrogênio e água. Na segunda etapa, o nitrito é oxidado a nitrato (NO_3^-) por bactérias do gênero *Nitrobacter*, conforme reação química apresentada na Equação 6, em que o processo é denominado de nitratação.



O nitrato, resultante dessa reação, é uma forma mais estável e menos tóxica de nitrogênio. Em contrapartida, em concentrações elevadas, pode levar à eutrofização, um processo que causa crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas, prejudicando a qualidade da água e a biodiversidade.

O ciclo do nitrogênio é completado pelo processo de desnitrificação, no qual o nitrato é convertido de volta em nitrogênio gasoso (N_2) e liberado para a atmosfera. Esse processo ocorre principalmente em ambientes anaeróbicos, como nos sedimentos dos rios. As bactérias desnitrificantes realizam a conversão do nitrato através de várias etapas, incluindo a formação de óxidos de nitrogênio intermediários (Barros, 2008). A reação geral para a desnitrificação pode ser representada de acordo com a equação 7.



O ciclo do nitrogênio em rios envolve uma série de transformações complexas entre amônia, nitrito e nitrato, realizadas por diversos microrganismos. A amonificação é uma etapa fundamental no ciclo do nitrogênio, pois fornece a amônia que alimenta o processo de nitrificação (Braga, 2021). A eficiência desse processo pode ser influenciada por fatores como temperatura, pH, e a presença de oxigênio, além da quantidade e tipo de matéria orgânica disponível.

Neste sentido, a compreensão desses processos é fundamental para a gestão da qualidade da água e a proteção dos ecossistemas aquáticos, especialmente em face das influências das atividades humanas, como o uso de fertilizantes e o despejo de efluentes. O monitoramento e a gestão adequada dos níveis de nitrogênio são importantes para garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos e a saúde dos ambientes aquáticos.

3.5.2 Ciclo do fósforo

O ciclo do fósforo em rios consiste em um processo bioquímico de significativa importância para a compreensão dos ecossistemas aquáticos, em razão do fósforo ser um elemento essencial para a vida. O referido nutriente desempenha um papel crucial na formação de biomoléculas vitais, como os ácidos nucleicos e o ATP (adenosina trifosfato). Entretanto, sua concentração excessiva nos ambientes aquáticos pode levar a fenômenos de eutrofização, com impactos adversos sobre a saúde dos ecossistemas (Braga, 2021).

O fósforo entra nos sistemas fluviais através de duas fontes principais, podendo ser fontes naturais ou fontes antropogênicas. As fontes naturais incluem a erosão de rochas e solos ricos em fósforo, bem como a deposição atmosférica de partículas contendo fósforo. Este fósforo é transportado para os corpos d'água na forma de fosfatos (PO_4^{3-}), que são solúveis em água e prontamente disponíveis para a assimilação pelos organismos aquáticos (Von Sperling,

2007). Ademais, a deposição atmosférica ocorre quando partículas contendo fósforo são transportadas pelo ar e se depositam na água por meio de precipitação.

Em relação as fontes antropogênicas de fósforo, estas incluem a aplicação de fertilizantes fosfatados na agricultura e o despejo de efluentes domésticos e industriais. Estes efluentes, que frequentemente contêm altas concentrações de fosfatos, podem ser introduzidos diretamente nos cursos d'água ou chegar a eles através do escoamento superficial. O uso excessivo de fertilizantes e a insuficiência no tratamento de efluentes resultam em concentrações elevadas de fósforo na água, exacerbando os problemas relacionados à qualidade da água (Barros, 2008).

Neste sentido, o ciclo do fósforo em rios envolve processos-chave, como a dissolução, a absorção, a sedimentação e a sua mineralização. A dissolução de fosfatos na água fluvial permite o transporte e a disponibilidade desse nutriente para as plantas aquáticas e fitoplâncton (Pantano *et al.*, 2016). A absorção de fosfatos pelas plantas aquáticas e fitoplâncton é essencial para ocorrer o crescimento e desenvolvimento desses organismos, auxiliando no fornecimento de estrutura corpórea.

Assim, o fósforo, ao ser absorvido, contribui para a fotossíntese e a formação de biomassa (Pantano *et al.*, 2016). No entanto, o crescimento excessivo de fitoplâncton devido a altas concentrações de fósforo pode levar à eutrofização, caracterizada pelo desenvolvimento descontrolado de algas e pela deterioração da qualidade da água.

A sedimentação é definida como outro processo importante, no qual o fósforo é removido da coluna de água e depositado nos sedimentos do leito do rio. Esse fósforo sedimentado pode ser reabastecido para a água em condições de baixa oxigenação ou quando os sedimentos são perturbados (Barros, 2008). A mineralização, por sua vez, ocorre quando organismos decompositores quebram a biomassa contendo fósforo, liberando fosfatos de volta à água. Este processo de mineralização é crucial para a reciclagem do fósforo e para a continuidade do ciclo biogeoquímico (Barros, 2008).

O excesso de fósforo em rios pode resultar em eutrofização, um fenômeno que causa o crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas, levando a problemas como a depleção de oxigênio na água devido à decomposição da biomassa. Portanto, o entendimento deste ciclo é fundamental para a gestão sustentável dos recursos hídricos e a preservação da qualidade da água, especialmente em face das influências antropogênicas que podem comprometer a integridade dos ecossistemas aquáticos.

4 MODELAGEM DA QUALIDADE DE ÁGUA EM RIOS

A modelagem da qualidade da água em rios é compreendida como uma ferramenta crucial para a compreensão e gestão dos sistemas aquáticos, oferecendo uma abordagem sistemática e quantitativa para a avaliação dos impactos das atividades humanas e naturais sobre a saúde dos ecossistemas fluviais (Chapra, 1997). A aplicação de modelos permite a simulação de processos físicos, químicos e biológicos que determinam a qualidade da água, facilitando a tomada de decisões informadas para a preservação e gestão sustentável dos recursos hídricos (Silva, 2007).

Essa modelagem é baseada em modelos matemáticos que representam os processos de transporte, transformação e remoção de poluentes em ambientes aquáticos. Estes modelos integram uma variedade de dados, incluindo medições de concentração de poluentes, características do fluxo de água e parâmetros ambientais, para prever o comportamento dos poluentes ao longo do tempo e do espaço (Christofolletti, 1999). A precisão e a utilidade dos modelos dependem da qualidade dos dados de entrada e da adequação dos algoritmos utilizados para representar os processos físicos e bioquímicos do sistema.

Neste sentido, o processo demanda uma compreensão detalhada das cargas poluidoras e suas diversas origens, uma vez que essas cargas exercem impactos significativos sobre a saúde dos ecossistemas aquáticos e a qualidade dos recursos hídricos (Von Sperling, 2007). As cargas poluidoras podem ser classificadas em diversas categorias, podendo citar as cargas de origem doméstica, industrial e agrícola, em que cada uma conta com características e implicações distintas para a qualidade da água.

As cargas poluidoras de origem doméstica derivam do esgoto gerado por atividades residenciais e comerciais, contendo uma ampla gama de poluentes, como matéria orgânica, nutrientes, patógenos e produtos químicos. A matéria orgânica é frequentemente medida por meio de parâmetros como a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO), que indicam a quantidade de oxigênio necessária para a decomposição de compostos orgânicos (Chapra, 1997). A presença de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, é uma preocupação significativa, uma vez que suas altas concentrações podem promover a eutrofização, levando ao crescimento excessivo de algas e à deterioração da qualidade da água. A incorporação dessas cargas na modelagem permite avaliar seu impacto sobre os parâmetros de qualidade e desenvolver estratégias para o tratamento e controle dos efluentes domésticos (Von Sperling, 2007).

Em relação as cargas poluidoras de origem industrial, estas são resultados das atividades de processamento e fabricação em diferentes setores industriais. Estes efluentes frequentemente contêm uma variedade de poluentes, incluindo metais pesados, compostos orgânicos tóxicos e produtos químicos industriais. A presença desses poluentes pode comprometer a qualidade da água e afetar a saúde dos ecossistemas aquáticos, além de representar riscos para a saúde humana. A modelagem da qualidade da água deve levar em consideração a composição dos efluentes industriais, suas taxas de descarga e os impactos potenciais sobre o ambiente aquático, possibilitando a avaliação dos riscos e a implementação de medidas de controle apropriadas (Silva, 2007).

As cargas poluidoras de origem agrícola estão relacionadas ao uso de fertilizantes e pesticidas em práticas de cultivo. Fertilizantes que contêm nitrogênio e fósforo são amplamente utilizados para promover o crescimento das culturas, mas seu escoamento superficial e lixiviação podem resultar na contaminação dos corpos d'água (Von Sperling, 2005). Ademais, os pesticidas e herbicidas aplicados para o controle de pragas e doenças também podem ser transportados para os rios, afetando a qualidade da água e a biodiversidade aquática (Santos; Baccaro, 2004). Na modelagem da qualidade da água, é essencial estimar as cargas provenientes da agricultura com base nas práticas de uso da terra, nos tipos e quantidades de fertilizantes e pesticidas aplicados, e nas condições meteorológicas que influenciam o escoamento e a lixiviação dos poluentes.

A análise de cargas poluidoras de origem pecuária que advêm das atividades associadas à criação de animais, incluindo o manejo de resíduos e dejetos animais, também apresentam grande potencial poluidor. Os resíduos gerados desta atividade podem conter altos níveis de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, além de patógenos e sólidos suspensos (Merten; Minella, 2002). O manejo inadequado dos dejetos pecuários pode resultar em escoamento superficial que transporta esses poluentes para os corpos d'água. A modelagem da qualidade da água deve considerar as características dos dejetos pecuários, as práticas de manejo adotadas e o potencial de escoamento para estimar a carga poluidora associada à pecuária e avaliar seus impactos sobre os ecossistemas aquáticos.

A integração desses dados de cargas poluidoras originadas de diversas fontes, permite uma avaliação precisa dos impactos ambientais e facilita o desenvolvimento de estratégias eficazes de gestão dos recursos hídricos, contribuindo para a preservação e a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos (Ferrer *et al.*, 2012). Assim, os modelos de qualidade podem apresentar subsídios para alcançar metas de políticas públicas de recursos hídricos e saneamento ambiental (Moses *et al.*, 2016).

Entre os principais modelos utilizados para a modelagem da qualidade da água, destacam-se os da família QUAL, que são projetados para simular a qualidade da água em rios e outros corpos d'água. Neste caso, a modelagem incorpora uma gama de processos de transporte e transformação de poluentes, além de permitir a avaliação dos impactos de atividades humanas e naturais, a previsão de cenários futuros e a formulação de estratégias de gestão ambiental eficazes (Weinberg, 2018).

Inicialmente, o primeiro modelo da família QUAL que foi divulgado, consiste no QUAL2E, desenvolvido pela EPA (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos), é um modelo unidimensional que simula a dinâmica de poluentes e nutrientes em rios e córregos. Com isso, o QUAL2E foi projetado para representar processos de transporte e transformação de matéria orgânica e nutrientes, incluindo a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO), e processos de nitrificação e desnitrificação (Fleck; Tavares; Eyng, 2013). Este modelo é amplamente utilizado devido à sua capacidade de fornecer previsões precisas sobre a qualidade da água e auxiliar na formulação de estratégias de gestão.

Posteriormente, foi divulgado o QUAL2K, uma atualização do QUAL2E, com melhorias significativas na representação de processos e na capacidade de simulação de cenários complexos. Desenvolvido também pela EPA, o QUAL2K inclui uma versão aprimorada da cinética de processos bioquímicos e a capacidade de lidar com um número maior de parâmetros e condições ambientais (Chapra; Pelletier, 2006). O QUAL2K é amplamente utilizado para a modelagem de qualidade da água em corpos d'água superficiais, fornecendo informações detalhadas sobre o impacto de diferentes fontes de poluição e práticas de gestão.

No Brasil também foi elaborado o modelo QUAL-UFGM, desenvolvido pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), sendo uma extensão do QUAL2E adaptada às condições específicas do Brasil (Von Sperling, 2007). Este modelo é notável por sua capacidade de representar com precisão a dinâmica de qualidade da água em rios brasileiros, considerando características locais e processos específicos. Dessa forma, o QUAL-UFGM inclui algoritmos que simulam a degradação e a oxidação de matéria orgânica, a dinâmica dos nutrientes e a interação entre componentes do sistema aquático, oferecendo uma ferramenta robusta para a gestão de recursos hídricos no contexto brasileiro (Lima; Mamede; Neto, 2018).

Além dos modelos da família QUAL, também pode-se indicar o CE-QUAL-W2, desenvolvido pelo *Corps of Engineers* dos Estados Unidos, consistem em um modelo hidrodinâmico e de qualidade da água que simula a distribuição de temperatura, nutrientes e outros poluentes em reservatórios e lagos. O CE-QUAL-W2 é amplamente utilizado para a

modelagem de corpos d'água de grande escala, fornecendo uma representação detalhada das interações entre processos hidrodinâmicos e de qualidade da água (Barros, 2019).

Para estudos da poluição hídrica em redes de drenagem existe o modelo SWMM (Storm Water Management Model), sendo desenvolvido pela EPA para a simulação de escoamento superficial e qualidade dos efluentes pluviais em áreas urbanas (Camelo, *et al*, 2020). Assim, o SWMM é particularmente útil para a avaliação dos impactos de sistemas de drenagem urbana e controle de enchentes sobre a qualidade da água, permitindo a análise de diferentes práticas de gestão e o planejamento de infraestruturas urbanas.

Diante das necessidades de simulação e análise dos processos que afetam a qualidade da água em corpos d'água, a aplicação dos referidos modelos é útil para diversas finalidades, como projetos de estação de tratamento de esgoto, análises de eficiência de políticas públicas e projetos de conservação ambiental. A escolha do modelo adequado depende das necessidades específicas do estudo em questão e dos objetivos de gestão. Portanto, a integração desses modelos em estudos de qualidade da água permite uma visão holística e detalhada, essencial para a tomada de decisões informadas.

5 LEGISLAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

A legislação de recursos hídricos refere-se ao conjunto de normas jurídicas que regulamentam o uso, a gestão, a preservação e a distribuição das águas, tanto superficiais quanto subterrâneas, em um território. Essa legislação estabelece princípios, direitos e deveres relacionados aos múltiplos usos da água, como o abastecimento humano, industrial, agrícola e energético, buscando equilibrar as necessidades socioeconômicas com a conservação ambiental. No Brasil, a legislação ambiental relacionada aos recursos hídricos tem evoluído significativamente ao longo das últimas décadas, refletindo as mudanças nas necessidades sociais, econômicas e ambientais.

O marco inicial dessa trajetória é o Código de Águas (Brasil, 1934), promulgado em 1934 (Decreto nº 24.643), que estabeleceu as primeiras diretrizes sobre o uso e a gestão das águas no país. O Código das Águas foi um instrumento pioneiro, voltado principalmente para a regulamentação dos usos múltiplos das águas, sobretudo em relação à geração de energia hidrelétrica, ao aproveitamento agrícola e ao abastecimento urbano. Embora representasse um avanço significativo para a época, o Código de Águas possuía uma visão limitada, com foco

predominantemente econômico, sem uma abordagem robusta sobre a preservação dos recursos hídricos ou a gestão sustentável.

A partir da década de 1980, com o aumento da conscientização ambiental global e a pressão por uma gestão mais equilibrada dos recursos naturais, o Brasil começou a adotar um arcabouço normativo mais abrangente. A Constituição Federal de 1988 (Brasil, 1988) trouxe um avanço considerável ao estabelecer, no artigo 225, que todos têm direito a um meio ambiente ecologicamente equilibrado, impondo ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações. A partir dessa base constitucional, a gestão dos recursos hídricos passou a ser concebida de forma integrada, considerando o equilíbrio entre os aspectos econômicos, sociais e ambientais.

A Lei nº 9.433, de 1997, conhecida como a Lei das Águas (Brasil, 1997), consiste em um marco definitivo na regulamentação da gestão dos recursos hídricos no Brasil. Esta lei estabeleceu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). O princípio central dessa legislação é a gestão descentralizada e participativa das águas, baseada nos usos múltiplos e na bacia hidrográfica como unidade de planejamento. A Lei das Águas introduziu conceitos como a outorga de direitos de uso das águas, que regulamenta a utilização dos recursos hídricos mediante autorização do poder público, e a cobrança pelo uso da água, com o objetivo de incentivar o uso racional e sustentável. Ademais, a lei também consagrou os Comitês de Bacia Hidrográfica, instâncias colegiadas que reúnem representantes do poder público, dos usuários de água e da sociedade civil, para decisões sobre a gestão e o planejamento das bacias hidrográficas.

Outro marco importante na legislação ambiental relacionada aos recursos hídricos foi a criação da Lei nº 9.605, de 1998, conhecida como Lei de Crimes Ambientais (Brasil, 1998), que reforçou a responsabilização por danos ambientais, incluindo a degradação dos recursos hídricos. Esta lei estabelece sanções tanto para pessoas físicas quanto jurídicas que causem poluição das águas, assegurando a proteção jurídica dos ecossistemas aquáticos e integrando a preservação dos recursos hídricos ao contexto mais amplo de defesa do meio ambiente.

Na década, a Lei nº 12.651, de 2012, o Novo Código Florestal (Brasil, 2012), também teve impactos diretos sobre a proteção dos recursos hídricos ao definir regras para a preservação das Áreas de Preservação Permanente (APPs) e das áreas de reserva legal, que incluem as faixas de proteção ao longo dos cursos d'água. Esta legislação estabelece diretrizes para a recuperação de áreas degradadas e a proteção das matas ciliares, reconhecendo a importância da vegetação nativa para a conservação da qualidade da água e a proteção das bacias hidrográficas.

Em 2020, a Lei nº 14.026, que atualizou o Marco Legal do Saneamento Básico (Brasil, 2020), também teve implicações diretas para a gestão dos recursos hídricos, uma vez que o acesso à água potável e ao tratamento de esgoto está intimamente ligado à preservação das fontes de água e à qualidade dos corpos d'água. O marco legal reforçou a necessidade de investimentos em infraestrutura e saneamento, com metas claras para universalização, buscando garantir a segurança hídrica e reduzir os impactos da poluição em rios e outros corpos d'água.

Diante do exposto, a evolução da legislação ambiental de recursos hídricos no Brasil reflete um processo contínuo de aprimoramento, com a incorporação de princípios de sustentabilidade, participação social e descentralização na gestão das águas. Desde o Código de Águas de 1934, com seu enfoque no uso econômico, até as normas atuais que visam a conservação e a gestão integrada, o arcabouço jurídico brasileiro tem se mostrado fundamental para a proteção dos recursos hídricos e a promoção de um desenvolvimento sustentável.

5.1 Enquadramento e planejamento frente aos usos múltiplos

O enquadramento de recursos hídricos é um instrumento essencial da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) no Brasil, regulamentado pela Lei nº 9.433/1997. Trata-se de um processo que visa estabelecer metas de qualidade para os corpos de água, de acordo com seus usos preponderantes, sejam eles para consumo humano, recreação, irrigação, ou para preservação da vida aquática (Brasil, 1997). O enquadramento tem como objetivo assegurar que os recursos hídricos de uma determinada bacia hidrográfica alcancem e mantenham condições de qualidade compatíveis com os usos mais exigentes, promovendo o equilíbrio entre o desenvolvimento econômico e a conservação ambiental (ANA, 2009).

Um dos principais princípios subjacentes ao enquadramento é a gestão por bacia hidrográfica, que reconhece as interações dinâmicas entre os diversos componentes ambientais, sociais e econômicos da bacia. A implementação deste instrumento é conduzida de maneira descentralizada e participativa, envolvendo órgãos gestores, usuários da água e a sociedade civil organizada, sobretudo por meio dos Comitês de Bacia Hidrográfica. Estes comitês têm o papel crucial de coordenar as discussões sobre os usos dos corpos d'água e propor metas de qualidade compatíveis com o desenvolvimento sustentável. O enquadramento é, assim, um instrumento estratégico na gestão integrada e no planejamento de recursos hídricos, promovendo uma visão de longo prazo que considera as pressões antrópicas e as necessidades ambientais (Brites, 2010).

O processo de enquadramento também deve considerar as classes de qualidade da água estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 357/2005, que define padrões de qualidade de acordo com diferentes categorias de uso, variando da classe especial, para corpos d'água destinados à preservação em condições quase naturais, até a classe 4, destinada a usos menos exigentes, como navegação e harmonia paisagística. Cada classe apresenta parâmetros de qualidade que devem ser atendidos para garantir a viabilidade dos usos pretendidos (CONAMA, 2005). Dessa forma, o enquadramento dos corpos d'água não apenas visa adequar a qualidade da água às necessidades presentes, mas também permite a formulação de políticas que induzam à melhoria ou à manutenção das condições ambientais.

Ademais, o enquadramento de recursos hídricos está intimamente ligado a outros instrumentos de gestão, como a outorga de uso e a cobrança pelo uso da água, ambos regulados pela mesma legislação. O enquadramento estabelece as condições de qualidade que devem ser mantidas, enquanto a outorga regula o acesso aos recursos e a cobrança busca incentivar o uso eficiente, penalizando os usuários que contribuem para a degradação dos corpos d'água (ANA, 2007). A sinergia entre esses instrumentos é fundamental para o êxito das políticas de preservação e recuperação dos recursos hídricos.

Em conjunto com o enquadramento, também se realiza o planejamento de recursos hídricos, que é entendido como uma atividade estratégica fundamental para garantir a sustentabilidade dos usos múltiplos da água em uma bacia hidrográfica (ANA, 2013). Dada a crescente demanda por recursos hídricos, impulsionada pelo desenvolvimento urbano, industrial, agrícola e pela geração de energia, torna-se essencial adotar uma abordagem integrada que leve em consideração tanto a quantidade quanto a qualidade da água disponível. Nesse contexto, o planejamento de recursos hídricos deve harmonizar interesses e necessidades de diversos setores, de modo a promover o uso eficiente e a conservação desse recurso vital, enquanto atende às exigências socioeconômicas e ambientais (Bitencourt *et al.*, 2019).

Os usos múltiplos da água incluem, entre outros, o abastecimento público, a irrigação, a geração de energia hidrelétrica, o uso industrial, a navegação, a recreação e a preservação ambiental. Cada um desses usos impõe diferentes exigências em termos de qualidade e quantidade de água, o que requer uma articulação eficiente no processo de planejamento. A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei nº 9.433/1997, consagra a noção de gestão integrada, descentralizada e participativa, promovendo o diálogo entre os diversos setores usuários da água e a sociedade civil, com o objetivo de otimizar a alocação dos recursos hídricos de forma equitativa e sustentável (Brasil, 1997).

A unidade básica para o planejamento de recursos hídricos no Brasil consiste na bacia hidrográfica, que permite uma visão mais holística e integrada das interações entre os diferentes componentes do ecossistema aquático e as atividades humanas. O planejamento orientado pela bacia hidrográfica considera tanto os aspectos quantitativos, como a disponibilidade hídrica, quanto os aspectos qualitativos, como a poluição e a degradação dos corpos d'água (Oliveira-Andreoli *et al.*, 2019). Para garantir a alocação eficiente e sustentável da água entre os múltiplos usos, o planejamento de recursos hídricos é embasado em estudos técnicos detalhados, que considerem o balanço hídrico, a capacidade de suporte dos ecossistemas e os cenários de demanda futura.

Deste modo, o enquadramento e planejamento dos recursos hídricos no Brasil são definidos como processos normativos e técnicos que visam proteger e melhorar a qualidade da água, garantindo a compatibilidade entre os usos atuais e as necessidades futuras. Estes processos constituem uma ferramenta fundamental para a gestão sustentável das bacias hidrográficas, integrando o uso racional dos recursos com a preservação ambiental e promovendo o equilíbrio entre o desenvolvimento econômico e a conservação dos ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS

- ANA. Agência Nacional de Águas. **Panorama das águas superficiais do Brasil**. ANA, Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, Brasília: ANA, SPR, 176p., 2005.
- ANA. Agência Nacional de Águas. **Panorama do Enquadramento dos Corpos d'água no Brasil**. Cadernos de Recursos Hídricos. Brasília: ANA, 2007
- ANA. Agência Nacional de Águas. **Implementação do Enquadramento em Bacias Hidrográficas**. Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos – SNIRH, Agência Nacional da Água, vol. 6. Brasil, 2009.
- ANA. Agência Nacional de Águas. **Planos de recursos hídricos e enquadramento dos corpos de água**. Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos n. 5. Brasília: ANA, 2013.
- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Manual dos Usos Consultivos das Águas no Brasil**. Brasília: ANA, 75 p., 2019.
- ARTHINGTON, A. H.; NAIMAN, R. J.; MCCLAIN, M. E.; NILSSON, C. Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 1-16, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02340.x>.

BARROS, F. M. **Dinâmica do nitrogênio e do fósforo e estado trófico nas águas do rio Turvo Sujo**. 2008. 172 f. Tese (Doutorado) - Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 2008.

BARROS, R. P. **Aplicação do CE-QUAL-W2 para a modelagem da estrutura térmica do Reservatório do Descoberto DF/GO**. Dissertação (mestrado) - Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. 117 f., il, Universidade de Brasília, Brasília, 2019.

BIRT, D.; WAIN, D.; SLAVIN, E.; ZANG, J.; LUCKWELL, R.; BRYAN, L. D. Future climate scenarios and predictions. **Water** (Switzerland), vol. 13, p. 1-27, 2021. DOI: 10.3390/w13182467.

BITENCOURT, C.; FERNANDES, C.; GALLEGOS, C. Panorama do enquadramento no Brasil: uma reflexão crítica. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, 16(1), 9, 2019. DOI: <https://dx.doi.org/10.21168/rega.v16e9>.

BRAGA, B. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 3. ed. [São Paulo]: Pearson; Porto Alegre: Bookman, 374 p., 2021.

BRAGA, B. P. F.; FLECHA, R.; PENA, D. S.; KELMAN, J. Pacto federativo e gestão de águas. **Estudos Avançados**, 22(63), p. 17-42, 2008.

BRANSTRATOR, D.K. Origins of Types of Lake Basins. **Encyclopedia of Inland Waters**, 2^a ed., p. 415-430, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00057-8>.

BRASIL. **Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934 – Código das Águas**. Publicado no Diário Oficial da União - Seção 1 de 20/07/1934. Brasil, 1934.

BRASIL. **Constituição Federal de 1988**. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília, DF, Presidência da República, 1988.

BRASIL. **Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 – Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos**. Publicado no Diário Oficial da União, Brasília-DF, 1997.

BRASIL. **Lei Federal Nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Publicado no Diário Oficial da União, Brasília-DF, 1998.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 - Institui o novo código florestal brasileiro**. Publicado no Diário Oficial da União, Brasília-DF, 2012.

BRASIL. **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020**. Atualiza o marco legal do saneamento básico e dá outras providências. Publicado no Diário Oficial da União, Brasília-DF, 2020

BRITES, A. P. Z. **Enquadramento dos corpos de água através de metas progressivas: probabilidade de ocorrência e custos de despoluição hídrica**. Tese (doutorado) – Engenharia Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo – USP, São Paul – SP, 2010.

BRUM, L. B. **Trópico Úmido e Hidroterritórios: Expressões Geográficas dos Conflitos pela Água na Bacia Hidrográfica do Rio Piabanha – RJ/BR**. Tese (Doutorado em Geografia) – Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, 2017.

CAMELO, S. M.; COURA, M. A.; RODRIGUES, A. C. L.; OLIVEIRA, R.; COSTA FILHO, F. C.; VIDAL, I. C. Modelagem da qualidade da água em sistemas de macrodrenagem de bacias urbanas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 25(6), p. 873–85, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-415220202019033>.

CAMPOS, N. Gestão de Águas: novas visões e paradigmas. *In*: CAMPOS, N.; STUDART, T. (orgs.). **Gestão de Águas: princípios e práticas**. Porto Alegre: ABRH, p.17-24, 2002.

CARNEIRO, B. L. D. S.; ROCHA, M. J. D.; BARROS, M. U. G.; PAULINO, W. D.; LIMA NETO, I. E. Predicting anoxia in the wet and dry periods of tropical semiarid reservoirs. **Journal of Environmental Management**, vol. 326, part A, 116720, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116720>.

CASTRO, A. O. C.; NASCIMENTO, F. R. Conflitos pelos Usos Múltiplos das Águas no Trópico Úmido Brasil. *In*: BORDALO, C. A. L.; SILVA, C. N.; SILVA, E. V. (org.) **Planejamento, Conflitos e Desenvolvimento Sustentável em Bacias Hidrográficas: Experiências e Ações**. Belém: GAPTA/UFPA, p. 277-317, 2016.

CETESB. Companhia de Tecnologia Ambiental do Estado de São Paulo. **Fundamentos de controle da poluição da água**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. Governo de São Paulo, 2018

CHAPRA, S.C. **Surface water-quality modeling**. McGraw Hill, New York, 1997.

CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G. J. **QUAL2K: a modeling framework for simulating river and stream water quality**. Medford: Documentation and users manual. Civil and Environmental Engineering Dept, Tufts University, 2006.

COSTA, E.; SILVA, J. G. M.; LINARES, M. S. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água em um cenário de mudanças climáticas: uma revisão sistemática. **Revista Espinhaço**, 13(1), 2024. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.10700733>.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher, 1999. 236 p.

CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005**. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Brasília-DF, 2005.

CUI, G.; LI, X.; LI, S.; DING, S.; LI, Q.; YANG, M.; LV, H.; WANG, Y. Varying water column stability controls the denitrification process in a subtropical reservoir, Southwest China. **Journal of Environmental Sciences**, vol. 111, p. 208-219. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.02.034>.

DERISIO, J. C. Recurso Água. *In*: DERISIO, J. C. **Introdução ao Controle da Poluição Ambiental**. 4 ed. São Paulo: Oficina de Textos, p. 18-111, 2012.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FERRER, J.; PÉREZ-MARTÍN, M. A.; JIMÉNEZ, S.; TEODORO, T.; ANDREU, J. GIS based models for water quantity and quality assessment in the Júcar River Basin, Spain, including climate change effects. **Science of The Total Environment**, v. 440, n.1, p. 42-59, 2012.

FIELMUA, N.; MWINGYINE, D. T. Reducing rural poverty through multiple-use water services: the women's perspective in north-western Ghana. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v. 200, p. 353-364, 2015. DOI: 10.2495/WS150301.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; ENGY, E. Principais modelos matemáticos de qualidade de água e sua aplicação: uma revisão. **Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia**, v.1, n.7, p.47-62, 2013.

GUIMARÃES, Y. N.; FERREIRA, N. L.; SOUZA, G. B.; BARROSO, L. L.; SILVA, S. G.; JESUS, E. S.; PEREIRA JÚNIOR, A. Cielo do nitrogênio em ambientes dulcícolas e as interferências antrópicas. **Multidisciplinary Reviews**, volume 3, e2020015, 2020. DOI: <https://doi.org/10.29327/multi.2020015>.

HELLER, L.; CASSEB, M. M. Abastecimento de água. *In*: Manual de saneamento e proteção ambiental. Belo Horizonte: DESA/GTZ, 1995.

HELLMANN, L. **Efeito da composição elementar atribuída à poluição antrópica na qualidade das águas e sedimento do Rio Marrecas (PR, Brasil) como destacada por análises estatísticas multivariadas**. 144 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2020.

KASAK, K.; KILL, K.; MANDER, U. Efficiency of a newly established in-stream constructed wetland treating diffuse agricultural pollution. **Ecological Engineering**, v.119, p.1-7, 2018.

LADWIG, R.; HANSON, P. C.; DUGAN, H. A.; CAREY, C. C.; ZHANG, Y.; SHU, L.; DUFFY, C. J.; COBOURN, K. M. Lake thermal structure drives interannual variability in summer anoxia dynamics in a eutrophic lake over 37 years. **Hydrology and Earth System Sciences**, vol. 25, n. 2, pp. 1009-1032, 2021. DOI: 10.5194/hess-25-1009-2021.

LIBOS, M.; ROTUNNO FILHO, O.C.; ZEILHOFER, P. Modelagem da poluição não pontual na bacia do rio Cuiabá baseada em Geoprocessamento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 4, p. 113-135, 2003.

LIMA, R. N. S.; RIBEIRO, C. B. M.; BARBOSA, C. C. F.; ROTUNNO FILHO, O. C. Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 139-150, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100127676>.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; NETO, I. E. L. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 125-135, 2018.

- MANAHAN, S. E. **Environmental chemistry**. 2. ed. Florida: Boca Raton, 2001.
- MARTINS, R. G. **Modelagem da carga de poluição difusa em escala de bacia com valores de concentração média por evento a partir de dados de uma rede de monitoramento local**. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo (USP), São Carlos - SP, 2017.
- MERTEN, G.; MINELLA, J. P. G. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: Um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, vol. 3, p. 33-38, 2002.
- MOLLINGA, P. P. Water, politics and development: Framing a political sociology of water resources management. **Water alternatives**, v. 1, n. 1, p. 7-23, 2008
- MORAN, M. J.; SHAPIRO, H. N.; BOETTNER, D. D.; BAILEY, M. B. **Princípios de Termodinâmica para Engenharia**. LTC Editora: 7ª edição, Rio de Janeiro, 2014.
- MOSES, S. A.; JANAKI, L.; JOSEPH, S.; JOSEPH, P. Water quality prediction capabilities of WASP model for a tropical lake system. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**, v. 20, p. 285–299, 2015.
- NASCIMENTO, F. R. Categorização de Usos Múltiplos dos Recursos Hídricos e Problemas Ambientais. **Revista da ANPEGE**, v. 7, p. 81-97, 2011. DOI: <https://doi.org/10.5418/RA2011.0701.0008>.
- OBHAHIE, A. I.; UGWAKA, K. A.; UGWA, L. L.; ADESIYAN, F. A. Effects of Industrial Effluents and Municipal Wastes on Water Conductivity and Total Dissolved Solids, Sulphate and Phosphate Ions Concentration of Ogba River, Benin City, Nigeria. **Journal of Fisheries International**, 2(4), p. 277-283, 2007.
- OLIVEIRA-ANDREOLI, E. Z.; SILVA, F. L.; LÓPEZ, F. M. A.; MACHADO, R.; TEODORO, C. C.; BIANCHINI JÚNIOR, I.; CUNHA-SANTINO, M. B.; FUSHITA, A. T.; CRESTANA, S. The importance of regional planning for water multiple uses maintenance in watershed basins. **Revista Brasileira De Ciências Ambientais**, (52), p. 16–27, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190479>.
- PANTANO, G.; GROSSELI, G. M.; MOZETO, A. A.; FADINI, P. S. Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar. **Química Nova**, 39(6), p. 732–740, 2016. DOI: <https://doi.org/10.5935/0100-4042.20160086>.
- PEREIRA, B. F. M.; ALVES, B. M.; MEDEIROS, M. P.; PEREIRA, R. M. Contaminação no lençol freático, rios, lagos e lagoas do Brasil por agrotóxicos. **Revista Ibero-Americana De Humanidades, Ciências E Educação**, 8(7), p. 863–874, 2022. DOI: <https://doi.org/10.51891/rease.v8i7.6235>.
- SANTOS, I.; FILL, H. D.; SUGAI, M.; BUBA, H.; KISHI, R. T.; MARONE, E.; LAUTERT, L. **Hidrometria Aplicada**. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001. 372p.
- SANTOS, L.; BACCARO, C.A.D. Caracterização geomorfológica da bacia do rio Tijucu. **Caminhos de Geografia**, vol. 11, p. 1-21, 2004.

SCHINDLER, D. W.; CARPENTER, S. R.; CHAPRA, S. C.; HECKY, R. E.; ORIHIEL, D. M. Reducing Phosphorus to Curb Lake Eutrophication is a Success. **Environmental Science & Technology**, v. 50, n. 17, p. 8923–8929, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02204>.

SILVA, N. G. M. **Modelagem da Qualidade da Água no Trecho de Vazão Reduzida (TVR) do Aproveitamento Hidrelétrico de Capim Branco I no Rio Araguari-MG**. Dissertação (mestrado) - Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007

SILVA, J. C. M. **Estudo comparativo da qualidade da água dos reservatórios fluviais de marés e Gramame-Mamuaba na Paraíba**. Dissertação (mestrado) - Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 2018.

SILVA, M. I. B. **Respostas do plâncton e da qualidade da água sob ameaças frequentes em lagos tropicais: um estudo de caso na lagoa Carioca (Médio Rio Doce, Minas Gerais)**. Dissertação (mestrado) - Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2021.

SILVA, G. M.; ANDRADE, R. M. B.; SERRA, D. S.; CAVALCANTE, F. S. A.; OLIVEIRA, M. L. M.; MORAIS FRANÇA, A. M.; NASCIMENTO, R. F. Quantificação de metais pesados e análise dos parâmetros físico-químicos e microbiológico na água do estuário do rio Ceará. **Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, vol. 16, n. 1, p. 18–32, 2023. DOI: <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2023.16.1.81046>.

STEINKE, V. A.; SAITO, C. H. Exportação de carga poluidora para identificação de áreas úmidas sob risco ambiental na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim. **Sociedade & Natureza**, v. 20, n. 2, p. 43-67, 2008.

TESTEZLAF, R.; MATSURA, E. E.; CARDOSO, E. M. Conceitos, Importância e a Irrigação no Brasil. **In: TESTEZLAF, R. Irrigação: Métodos, Sistemas e Aplicações**. Campinas, SP: Universidade Estadual de Campinas, 2017, p. 3-23.

VAIRAVAMOORTHY, K.; GORANTIWAR, S. D.; PATHIRANA, A. Managing urban water supplies in developing countries – Climate change and water scarcity scenarios, **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, vol. 33, n. 5, p. 330-339, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2008.02.008>.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, v. 2, 2005.

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

WEINBERG, A. **Metodologia para priorização do controle e monitoramento da qualidade das águas, como ferramenta para gestão de recursos hídricos**. Dissertação (mestrado) - Engenharia Civil. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

YAN, X.; XU, X.; WANG, M.; WANG, G.; WU, S.; LI, Z.; SUN, H.; SHI, A.; YANG, Y. Climate warming and cyanobacteria blooms: Looks at their relationships from a new perspective. **Water Research**, v. 125, p. 449-457, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.008>.

YUKSELER, H.; GIRGIN, S.; YETIS, U.; VALATKA, S.; SEMENIENE, D.; KERESTECIOGLU, M.; JACOBSEN, M. Implementation of the European Union's Bathing Water Directive in Turkey. **Journal of Environmental Management**, vol. 90, n. 8, p. 2780-2784, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.03.006>.

ZHANG, M.; NIU, Z.; CAI, Q.; XU, Y.; QU, X. Effect of Water Column Stability on Surface Chlorophyll and Time Lags under Different Nutrient Backgrounds in a Deep Reservoir. **Water** (Switzerland), 11(7), 1504, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/w11071504>.

CAPÍTULO 2 - CONFORMIDADE AO ENQUADRAMENTO E USO E OCUPAÇÃO DO SOLO: INDICADORES PARA PLANEJAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS

Resumo: A bacia hidrográfica do rio Ipojuca, localizada no estado de Pernambuco, apresenta significativos desafios ambientais decorrentes da intensificação das atividades agrícolas, industriais e urbanas, que têm contribuído para a degradação progressiva da qualidade dos recursos hídricos. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo aplicar o Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) nos pontos de monitoramento ao longo do rio Ipojuca, visando avaliar o grau de conformidade dos corpos d'água com os padrões estabelecidos pelos órgãos competentes. Paralelamente, foi conduzida uma análise comparativa da evolução das classes de uso e ocupação do solo na bacia, no intervalo compreendido entre os anos de 2010 e 2019. A metodologia empregada consistiu na análise de séries históricas de dados de qualidade da água obtidos em períodos secos e chuvosos, no recorte temporal entre 2010 e 2019, com base nos parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para as classes 2 e 3. Esses dados foram correlacionados com informações geoespaciais de uso e ocupação do solo, a fim de identificar padrões de influência antrópica sobre a qualidade das águas superficiais. Os resultados revelaram que o ICE variou predominantemente entre os níveis "ruim" e "mediano" em diversos pontos de monitoramento, evidenciando recorrentes não conformidades em relação aos padrões de qualidade legalmente estabelecidos. Os locais mais críticos coincidem com áreas de acentuada concentração agroindustrial e de adensamento urbano, indicando uma correlação direta entre a intensificação do uso do solo e a degradação da qualidade hídrica, especialmente nos períodos de maior pluviosidade, quando há incremento no carreamento de poluentes difusos. Diante disso, constata-se que as transformações no uso e ocupação do solo estão intrinsecamente associadas ao comprometimento da qualidade da água na bacia do rio Ipojuca. A aplicação do ICE demonstrou-se uma ferramenta eficaz para subsidiar o monitoramento e a gestão ambiental dos recursos hídricos, sendo essencial para a formulação de estratégias de mitigação de impactos, recuperação de áreas degradadas e promoção da sustentabilidade hídrica na região.

Palavras-chave: parâmetros de qualidade de água; índice de conformidade de enquadramento; carga poluidora; Pernambuco.

1 INTRODUÇÃO

A qualidade da água de rios e bacias hidrográficas é influenciada diretamente pelas atividades humanas que ocorrem no entorno. O uso e a ocupação do solo, especialmente em áreas de grande pressão agrícola e urbana, são fatores determinantes na carga de nutrientes e poluentes que acabam nos corpos d'água, afetando sua capacidade de atender aos padrões ambientais estabelecidos (Liu *et al.*, 2012; Chowdhury, 2018; Giri, 2021). No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução nº 357/2005, estabelece os critérios de enquadramento dos corpos d'água em classes, com base na qualidade da água e em seus usos preponderantes (Brasil, 2005). O enquadramento dos corpos d'água,

portanto, é uma ferramenta fundamental para a gestão dos recursos hídricos e a preservação ambiental.

Neste contexto, os critérios de qualidade da água são a fundação básica para proteger os seres humanos de riscos à saúde e melhorar a qualidade de vida. Diversos tipos de critérios de qualidade da água foram desenvolvidos ao longo do tempo para proteger a qualidade da água nos hídrica, entretanto, tornou-se muito difícil manter esses critérios por um tempo devido as pressões antrópicas ocorrentes nas bacias hidrográficas (Giri; Qiu, 2016). Nesta perspectiva, fatores como o crescimento populacional e atividades econômicas, ausência de uso de novas tecnologias, falta de conscientização pública e formação de legislação ambiental e resistência ao uso de novas tecnologias na sociedade, contribuíram para o agravamento da qualidade de bacias hidrográficas e, evidenciaram a necessidade de adoção de melhores práticas de gestão (Eckart *et al.*, 2017; Qiu *et al.*, 2019).

A bacia hidrográfica do rio Ipojuca, localizada no estado de Pernambuco, é uma das mais importantes da região Nordeste do Brasil, desempenhando um papel crucial no abastecimento de água para diversas atividades econômicas e comunidades urbanas e rurais ao longo de seu curso (APAC, 2024). No entanto, nas últimas décadas, a bacia tem enfrentado desafios significativos relacionados à degradação ambiental, especialmente devido à intensificação das atividades agrícolas, industriais e urbanas (Freitas, 2022). Esses fatores têm colaborado para a poluição dos corpos d'água, comprometendo a qualidade da água e a biodiversidade local.

Neste contexto, o Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) emerge como uma ferramenta crucial na avaliação do cumprimento das metas de qualidade da água, conforme os parâmetros estabelecidos pelos regulamentos de enquadramento. Este índice não apenas quantifica a adequação das condições hídricas aos padrões exigidos para diferentes usos, mas também oferece um arcabouço técnico robusto, capaz de orientar processos decisórios em nível de gestão hídrica. Ao fornecer uma análise detalhada do grau de conformidade, o ICE permite a identificação de áreas ou pontos críticos que necessitam de intervenções urgentes, seja para a preservação, seja para a recuperação dos corpos d'água afetados. A aplicação do ICE, portanto, assume uma importância estratégica, uma vez que possibilita o direcionamento eficaz de políticas públicas e de ações de mitigação que visem à manutenção da qualidade ambiental e à sustentabilidade dos recursos hídricos.

Dada a relevância ímpar da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, tanto no contexto regional quanto no panorama mais amplo da gestão hídrica do estado de Pernambuco, e considerando as crescentes pressões antrópicas sobre seus recursos hídricos, o presente estudo tem como

objetivo principal a aplicação do ICE para a análise da conformidade ao enquadramento, ao longo dos diversos pontos de monitoramento localizados no curso do rio Ipojuca. Nesse sentido, a pesquisa propõe-se, igualmente, a realizar uma análise comparativa entre os resultados do ICE e a evolução das classes de uso e ocupação do solo na bacia, no período compreendido entre 2010 e 2019. Tal comparação visa proporcionar uma compreensão aprofundada sobre a interação entre as transformações no uso do solo e o comportamento do índice, bem como seu impacto na qualidade da água, possibilitando uma perspectiva integrada sobre os fatores que influenciam a sustentabilidade dos recursos hídricos e a saúde ambiental da bacia.

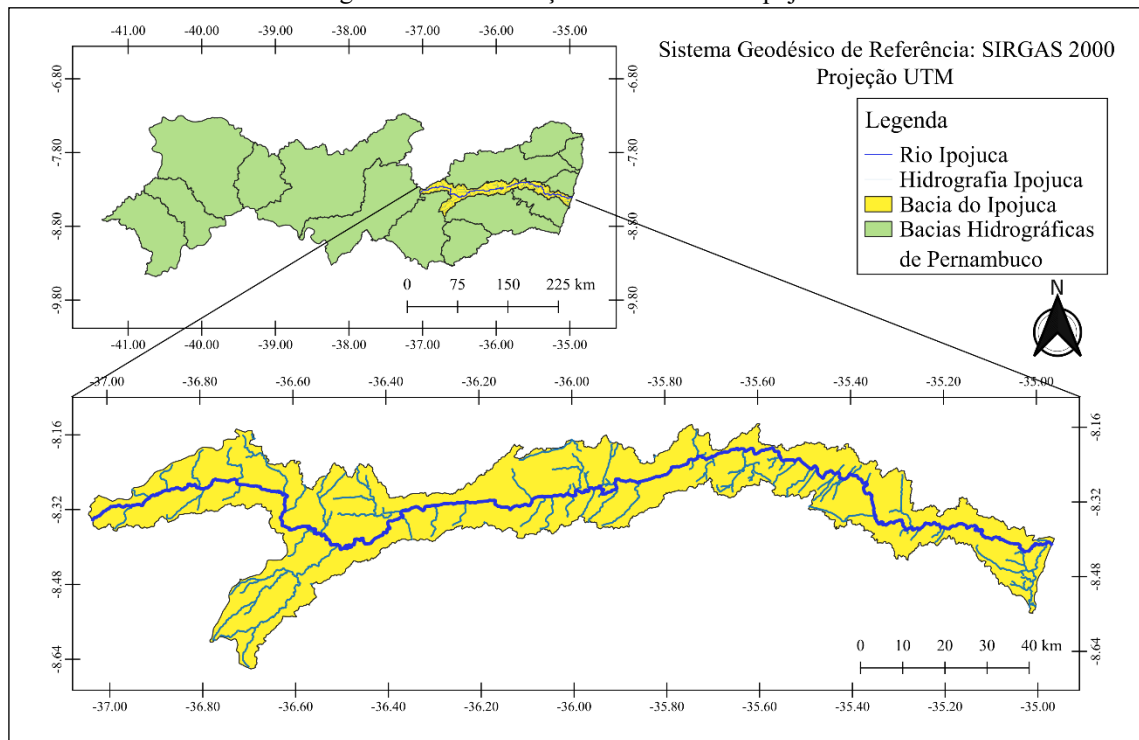
2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A bacia do rio Ipojuca, localizada no estado de Pernambuco, consiste em uma unidade hidrográfica de importância regional, abrangendo várias cidades e atividades que desempenham papéis cruciais na economia e no desenvolvimento do estado. Com uma área de aproximadamente 3.435,34 km², a bacia inclui cidades importantes como Ipojuca, Jaboatão dos Guararapes, Cabo de Santo Agostinho, Bezerros e Caruaru. O percurso do rio Ipojuca, com cerca de 320 km, é preponderantemente orientado na direção oeste-leste (APAC, 2024). A Figura 2.1 apresenta a localização da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, no estado de Pernambuco.

A área da bacia do rio Ipojuca possui diversos municípios como Caruaru, Bezerros, Belo Jardim, Escada e Ipojuca, que desempenham papel importante na economia do estado de Pernambuco. A economia da zona urbana é dominada pelo setor terciário, incluindo comércio e serviços, e é impulsionada pelo turismo, especialmente em áreas como Porto de Galinhas, um renomado destino turístico. A indústria também desempenha um papel significativo, com a presença de polos industriais, principalmente no entorno de Caruaru, onde se destacam atividades da indústria têxtil. Esse desenvolvimento industrial impõe desafios relacionados à poluição e à necessidade de monitoramento rigoroso dos efluentes para proteger a qualidade da água do Rio Ipojuca e seus afluentes.

Figura 2.1 – Localização da bacia do rio Ipojuca



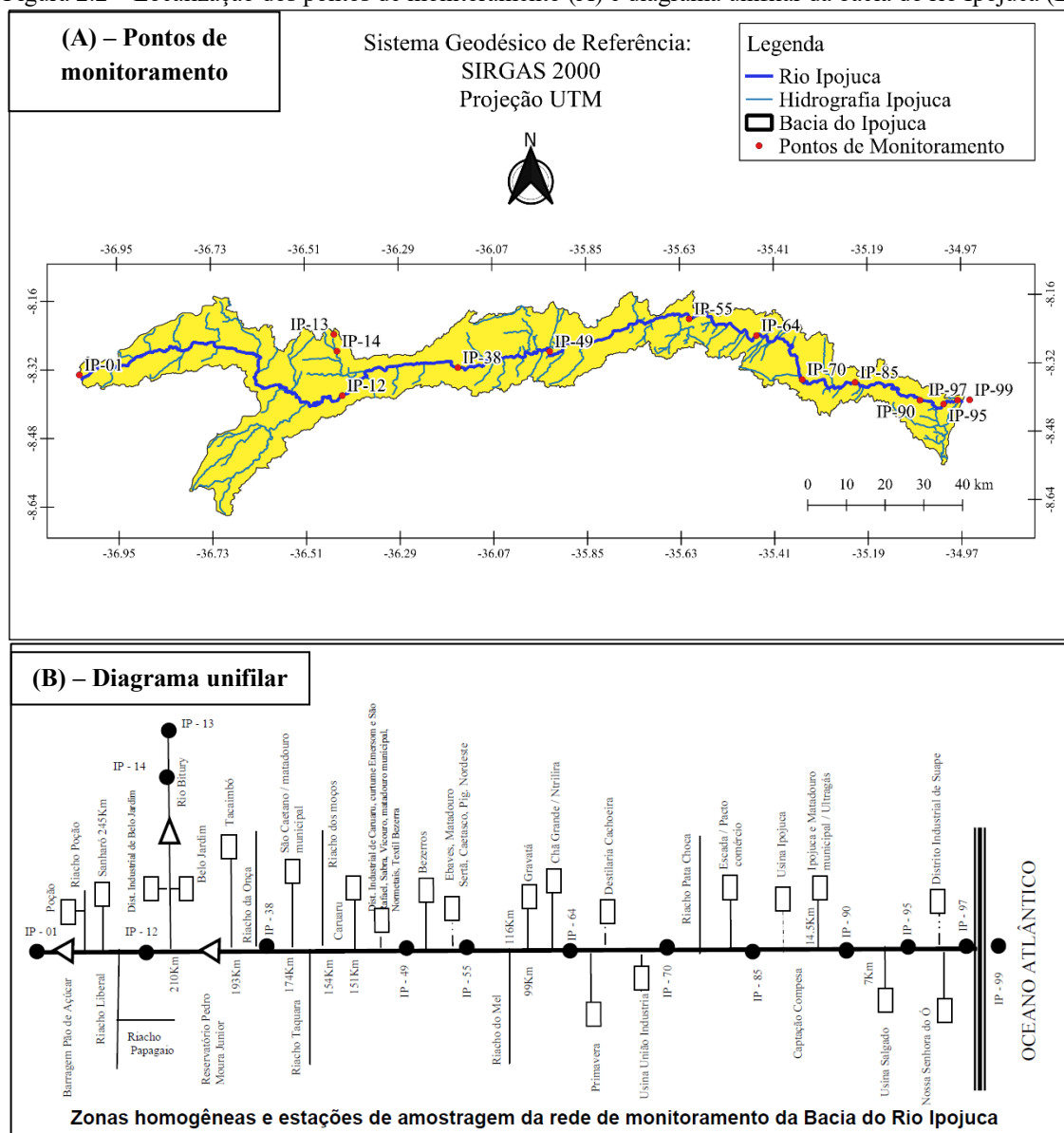
Fonte: O Autor (2024).

Na esfera agrícola, a bacia é caracterizada por práticas que variam conforme a localização e o tipo de solo. As áreas rurais são dedicadas ao cultivo de grãos, frutas e hortaliças. No entanto, a utilização de fertilizantes e defensivos agrícolas pode impactar a qualidade da água, o que torna essencial a adoção de práticas agrícolas sustentáveis para minimizar os efeitos negativos sobre os recursos hídricos.

2.2 Levantamento de dados

A Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco (CPRH) realiza o monitoramento da qualidade de água da bacia do rio Ipojuca, a partir de pontos de monitoramento, conforme mostra a Figura 2.2, que apresenta a localização dos pontos e o diagrama unifilar da bacia. No Quadro 2.1 é apresentado a descrição dos doze pontos monitorados na bacia em estudo, em que são distribuídos em diferentes zonas, com diversos usos do solo, atividades econômicas e interesses.

Figura 2.2 – Localização dos pontos de monitoramento (A) e diagrama unifilar da bacia do rio Ipojuca (B)



Fonte dos dados: CPRH, 2022. Elaboração (A): O Autor (2024).

Quadro 2.1 – Descrição dos pontos de monitoramento

Zona homogênea	Estação	Corpo d'água	Local
Interesse Ambiental - trecho intermitente	IP-01	Rio Ipojuca	Na nascente do Rio Ipojuca, no Sítio Pedreira, em Arcoverde.
Pecuária Leiteira	IP-12	Rio Ipojuca	Na ponte da PE-180, que liga Belo Jardim a São Bento do Una.
Interesse Ambiental - brejo de altitude	IP-13	Rio Bitury	Nascente no Sítio de Seu Joaquim, na comunidade de Jussara, em Belo Jardim.
Interesse Ambiental - brejo de altitude	IP-14	Rio Bitury	Na ponte sobre o Rio Bitury, à montante do reservatório, em Belo Jardim.
Pecuária de Corte	IP-38	Rio Ipojuca	Na passagem molhada, próximo à Fazenda Pato Branco, à montante de São Caetano.
Urbana/Industrial - trecho intermitente	IP-49	Rio Ipojuca	A jusante da cidade de Caruaru, na Vila do Cedro (COAHB III), na cidade de Caruaru.
Pecuária de Corte	IP-55	Rio Ipojuca	Na ponte da BR-232, a montante de Gravatá, no município de Gravatá.

Zona homogênea	Estação	Corpo d'água	Local
Policultura	IP-64	Rio Ipojuca	Na ponte à jusante da cidade de Chã Grande, no município de Chã Grande.
Agroindústria	IP-70	Rio Ipojuca	Na ponte à jusante da Usina União Indústria, no município de Primavera.
Urbana – trecho perene	IP-85	Rio Ipojuca	Na ponte BR-101 à jusante da cidade de Escada, no município de Escada.
Agroindústria	IP-90	Rio Ipojuca	Na ponte PE-60 à jusante da Usina Ipojuca, no município de Ipojuca.
Agroindústria	IP-95	Rio Ipojuca	À jusante da Usina Salgado, no município de Ipojuca.
Interesse Ambiental – área estuarina	IP-97	Estuário do Rio Ipojuca	No estuário dos rios Ipojuca e Merepe, em Suape, no município de Ipojuca
Interesse Ambiental – mar	IP-99	Mar sob a influência do Rio Ipojuca	Próximo à desembocadura dos Rios Ipojuca e Merepe, no município de Ipojuca.

Fonte: CPHR (2019).

Com isso, especificamente os locais de monitoramento situados em ambientes de água doce, correspondentes às estações IP-01 até IP-95, foram utilizados para cálculo do ICE. A série histórica de monitoramento corresponde aos anos de 2010 a 2019, com coletas de amostras de água ocorrendo tanto em períodos secos quanto chuvosos.

2.3 Cálculo do Índice de Conformidade ao Enquadramento

O Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) é composto por 3 tipos de fatores: abrangência, frequência e amplitude, que juntos compõem um vetor no espaço tridimensional utilizando-se de um método matemático de cálculo estatístico tendo como base a junção desses fatores (CCME, 2003). Neste estudo, o ICE foi calculado a partir dos dados do período de 2010 a 2019, sendo determinado o ICE para a estação seca, o ICE para a estação chuvosa e o ICE geral. Dessa forma, foi possível averiguar a conformidade ao enquadramento com as informações e dados de um grande período de análises.

Ademais, o referido índice também foi calculado considerando os parâmetros apresentados na Tabela 2.1, com seus respectivos limites estabelecidos para as classes 2 e 3, conforme a Resolução nº 357 do CONAMA (Brasil, 2005). Esses parâmetros servem como base para a análise da conformidade da qualidade da água em relação aos padrões ambientais exigidos para corpos d'água de classe 2, destinados ao abastecimento humano, recreação, e proteção da vida aquática, e de classe 3, com usos mais restritos, como navegação e irrigação.

Tabela 2.1 – Parâmetros utilizados para cálculo do ICE

Parâmetro	Unidade	Objetivo	Valor objetivo para Classe 2	Valor objetivo para classe 3
OD	mg/L	Mínimo	5	4
DBO	mg/L	Máximo	5	10
Fósforo total	mg/L	Máximo	0,1	0,15
Amônia	mg/L	Máximo	3,7	13,3
Sólidos totais	mg/L	Máximo	500	500
pH	-	-	6 a 9	6 a 9
Turbidez	UNT	Máximo	100	100
Clorofila a	µg/L	Máximo	30	60

Fonte: O Autor (2024).

Deste modo, depois que o corpo hídrico, o intervalo de tempo, os parâmetros de qualidade e os objetivos são escolhidos, todos os três fatores que compõem o ICE devem ser calculados. Onde o cálculo de F1 e F2 são diretos e o de F3 requer alguns passos adicionais (CCME, 2003). O Fator 1, corresponde a abrangência (F_1), representa a porcentagem de variáveis envolvidas que não alcançaram os objetivos e não cumprem os limites estipulados pela classe de qualidade pelo menos uma vez no período observado, em relação ao número total de variáveis analisadas. A fórmula para o cálculo do Fator 1 é representada pela Equação 1.

$$F_1 = \left(\frac{\text{Número de variáveis que falharam}}{\text{Número total de variáveis}} \right) \times 100 \quad (1)$$

O Fator 2, refere-se à frequência (F_2), representa a porcentagem de testes individuais para cada variável que não alcançaram os objetivos e não cumprem os limites estipulados pela classe de qualidade no período observado, em relação ao número total de testes. O cálculo do Fator 2 é representada pela Equação 2.

$$F_2 = \left(\frac{\text{Número de testes que falharam}}{\text{Número total de testes}} \right) \times 100 \quad (2)$$

Ademais, o Fator 3, corresponde a amplitude (F_3), representa a quantidade pela qual o valor do teste falhou, ou seja, a quantidade que o teste extrapola dos limites estipulados pela classe de qualidade, sendo calculado em três etapas:

- i) O número de vezes em que uma concentração individual é maior que (ou menor que, se o objetivo desejado é o mínimo) o limite estipulado da qualidade da classe.
- ii) O número de total de testes individuais que estão em desacordo com o limite estipulado pela qualidade da classe; sendo calculado pela soma de todas as variações individuais dos testes

que falharam e dividido pelo número total de testes, denominada soma normalizada das variações (*snv*). As Equações 3 a 5, apresentam o cálculo do *snv*.

- iii) O F_3 é calculado através da *snv* em relação aos limites estabelecidos com valores reduzidos a uma variável entre 0 e 100. O cálculo do Fator 3 é representada pela Equação 6.

$$snv = \frac{\sum \Delta Vi}{\text{Número total de testes}} \quad (3)$$

Para casos em que o valor do teste não deve exceder o objetivo:

$$\Delta Vi = \left(\frac{\text{Valor teste que falhou}}{\text{Objetivo}} \right) - 1 \quad (4)$$

Para casos em que o valor do teste não deve ser abaixo do objetivo:

$$\Delta Vi = \left(\frac{\text{Objetivo}}{\text{Valor teste que falhou}} \right) * 100 \quad (5)$$

$$F_3 = \left(\frac{snv}{0,01 * snv + 0,01} \right) \quad (6)$$

Após os cálculos dos fatores F_1 , F_2 e F_3 , determina-se então, o valor do ICE, de acordo com a Equação 7. Para isso, é utilizado um valor de 1,732, com a finalidade de garantir o comprimento máximo do vetor que representa as falhas observadas, além de ser empregado para normalizar o resultado. Posteriormente, os valores de ICE obtidos são classificados em cinco categorias variando de 0 a 100, de acordo com o Quadro 2.2.

$$ICE = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \right) \quad (7)$$

Quadro 2.2 – Classificação do ICE em função da descrição da qualidade da água

Excelente (95-100)	Protegida, ausência de ameaça/degradação; condições próximas aos naturais ou primitivas.
Bom (80-94)	Protegida, com mínimo grau de ameaça/degradação; condições raramente se afastam do natural ou de níveis desejáveis.
Mediano (65-79)	Geralmente protegida, mas ocasionalmente ameaçada/prejudicada; condições às vezes se afastam do natural ou de níveis desejáveis.
Marginal (45-64)	Frequentemente ameaçada/degradada; condições frequentemente se afastam do natural ou de seus níveis desejáveis.
Ruim (0-44)	Quase sempre ameaçada ou degradada; condições usualmente distantes do natural ou de níveis desejáveis.

Fonte: CCME (2003).

No ano 2019, a Proposta de Enquadramento dos Corpos d'Água da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca (PEI) foi aprovada, a partir do processo de estudo que aconteceu durante a

década de 2010, onde o projeto gerou documentos importantes como o diagnóstico da bacia, o prognóstico que considerou cenários futuros, a elaboração de alternativas de enquadramento e a formulação de um programa de efetivação para discussão. Em 2020, o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca (COBH Ipojuca), com base na Resolução nº 01/2019, aprovou o enquadramento proposto, bem como o plano de efetivação. Esse plano foi subsequentemente encaminhado ao Conselho Estadual de Recursos Hídricos para homologação, em conformidade com a Resolução CNRH 91/2008 (APAC, 2020; COMPESA, 2020).

Somado a isso, ressalta-se que o ICE foi analisado em relação às classes 2 e 3, em razão do enquadramento realizado na bacia do rio Ipojuca, onde os locais dos pontos de monitoramento da CRPH, estão enquadrados como classe 2 ou 3 (APAC, 2020). Os pontos do rio Bitury (IP-13 e IP-14), pertencem à classe 2 e, os demais pontos (com exceção do ponto da nascente, IP-01), foram enquadrados como classe 3. Os locais próximos à nascente do rio Ipojuca, não possui enquadramento.

2.4 Uso e ocupação do solo

Para executar a avaliação do uso do solo na região de estudo, foram utilizados mapas de uso e ocupação dos anos de 2010 e 2019. As imagens foram obtidas junto ao Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil (MapBiomas), definido como uma rede colaborativa com especialistas dos ramos de sensoriamento remoto, engenharia e geoprocessamento (MapBiomas, 2024). Vale ressaltar que os anos aplicados nesse estudo levaram em consideração o período de estudo de aplicação do ICE, visando a realização de uma análise comparativa temporal.

Neste contexto, as imagens adquiridas possuem resolução em escalas de até 1:100.000 e, são produzidas com imagens da série Landsat, em projeção WGS 84 e resolução espacial de 30 metros. O estudo da análise de cobertura do solo é executado a partir da classificação e identificação dos pixels das imagens, rotulados pelas classes de uso e ocupação da terra, que podem ser consultadas nas coleções do projeto e diferenciadas pelas diferentes cores atribuídas (MapBiomas, 2024).

Com a obtenção das referidas imagens para os anos de 2010 a 2019 pelo manuseio da coleção 8 do MapBiomas na plataforma do *Google Earth Engine*, os arquivos foram tratados no software QGIS. Dessa forma, foram confeccionados para melhor visualização das características da cobertura do solo, os mapas de uso e ocupação.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir dos dados de qualidade dos pontos de monitoramento da CPRH, foram estimados os valores do Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) para a bacia do rio Ipojuca. Neste contexto, a Tabela 2.2 apresenta os valores para a classe 2, em diferentes pontos de monitoramento da bacia do rio Ipojuca, considerando as estações chuvosa e seca, além do ICE geral. Na Figura 2.3 tem-se a variação gráfica de todos os pontos de monitoramento, onde é possível visualizar que apenas todos os pontos, com exceção do IP-13 e IP-14, em pelo menos um período de sazonalidade, apresentam condições marginais ou ruins, indicando cenários de impactos ambientais que assolam a qualidade de água.

Tabela 2.2 – ICE determinado para a Classe 2

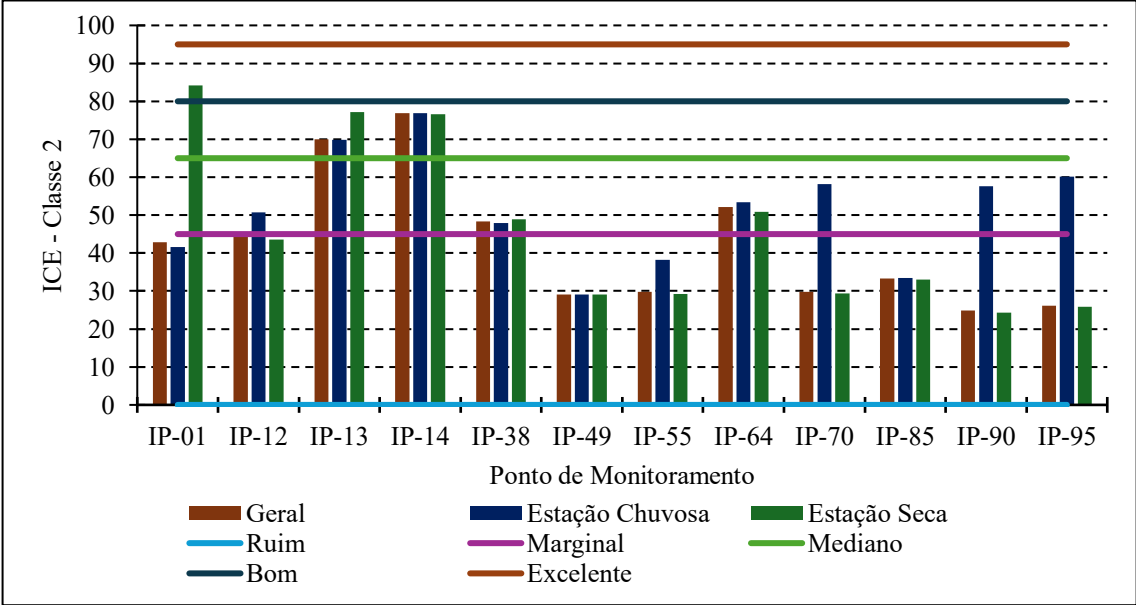
Pontos	Corpo d'água	Geral	Estação chuvosa	Estação seca
IP-01	Rio Ipojuca	42,91	41,64	84,19
IP-12	Rio Ipojuca	44,65	50,69	43,51
IP-13	Rio Bitury	70,01	69,80	77,14
IP-14	Rio Bitury	76,80	76,91	76,58
IP-38	Rio Ipojuca	48,36	47,98	48,85
IP-49	Rio Ipojuca	29,08	29,07	29,09
IP-55	Rio Ipojuca	29,76	38,29	29,17
IP-64	Rio Ipojuca	52,14	53,37	50,83
IP-70	Rio Ipojuca	29,86	58,19	29,35
IP-85	Rio Ipojuca	33,25	33,44	33,05
IP-90	Rio Ipojuca	24,84	57,60	24,24
IP-95	Rio Ipojuca	26,15	60,14	25,92

Nota 1: em vermelho, ICE em condição Ruim; em laranja, ICE em condição Marginal; em amarelo, ICE em condição Mediana; em verde, ICE em condição Boa.

Nota 2: Em negrito os pontos cujos locais são enquadrados como classe 2.

Fonte: O Autor (2024).

Figura 2.3 – Variação espacial do ICE determinado para a Classe 2



Fonte: O Autor (2024).

Ressalta-se que os pontos IP-13 e IP-14 no rio Bitury, são enquadrados como classe 2, apresentando classificações de ICE mediana. Em geral, o Bitury, destaca-se com os maiores índices, (ICE mediano, entre 65-79), evidenciando que esse curso hídrico está em situação relativamente protegida, apresentando condições que, ocasionalmente, se afastam dos níveis desejáveis, mas ainda dentro de um patamar aceitável.

A Tabela 2.3 apresenta os valores do Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) para a classe 3, nos pontos de monitoramento da bacia do rio Ipojuca, avaliados para as diferentes sazonalidades e ICE geral. A classe 3 permite um nível de qualidade de água menos rigoroso em relação à classe 2, e os resultados refletem essa maior flexibilidade nos parâmetros estabelecidos. Salienta-se que todos os pontos ao longo do rio Ipojuca, com exceção da nascente IP-01, são enquadrados como classe 3. Neste contexto, a Figura 2.4 mostra graficamente a variação espacial do ICE, considerando a sazonalidade e o valor geral.

Tabela 2.3 – ICE determinado para a Classe 3

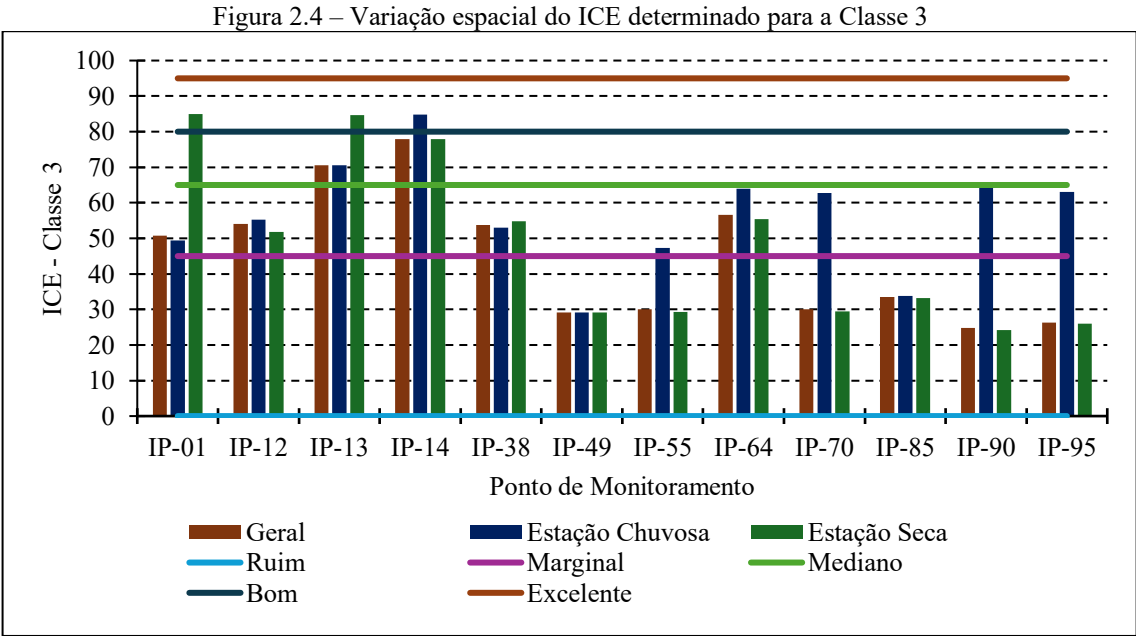
Pontos	Corpo d'água	Geral	Estação chuvosa	Estação seca
IP-01	Rio Ipojuca	50,82	49,36	84,94
IP-12	Rio Ipojuca	54,09	55,19	51,83
IP-13	Rio Bitury	70,62	70,56	84,67
IP-14	Rio Bitury	77,84	84,76	77,89
IP-38	Rio Ipojuca	53,74	52,97	54,73
IP-49	Rio Ipojuca	29,19	29,18	29,21
IP-55	Rio Ipojuca	30,04	47,35	29,29
IP-64	Rio Ipojuca	56,62	63,88	55,33
IP-70	Rio Ipojuca	30,11	62,78	29,50

Pontos	Corpo d'água	Geral	Estação chuvosa	Estação seca
IP-85	Rio Ipojuca	33,51	33,73	33,27
IP-90	Rio Ipojuca	24,86	65,77	24,25
IP-95	Rio Ipojuca	26,25	63,06	25,98

Nota: em vermelho, ICE em condição Ruim; em laranja, ICE em condição Marginal; em amarelo, ICE em condição Mediana; em verde, ICE em condição Boa.

Nota 2: Em negrito os pontos cujos locais são enquadrados como classe 3.

Fonte: O Autor (2024).



Fonte: O Autor (2024).

Observa-se que a média geral do ICE varia de 24,86 (IP-90) a 77,84 (IP-14), demonstrando uma melhoria em relação aos valores observados na classe 2, embora alguns pontos ainda apresentem desafios significativos em termos de qualidade da água. Alguns pontos permanecem críticos, com valores de ICE bastante baixos, como IP-49, IP-70, IP-90 e IP-95, que apresentam índices classificados como "Ruim" (0-44) em ambas as estações.

Esses pontos, particularmente IP-90 e IP-95, apresentam ICE geral de 24,86 e 26,25, respectivamente, o que evidencia uma situação preocupante de qualidade da água, mesmo considerando os padrões mais permissivos da classe 3. É notável a grande variação entre as estações chuvosa e seca em alguns trechos, como IP-90 e IP-95, onde o ICE na estação chuvosa é significativamente maior que na estação seca. Este cenário sugere que o aumento do volume de água durante as chuvas pode diluir temporariamente os poluentes, elevando os índices de conformidade, mas sem refletir uma melhora efetiva nas condições de poluição crônica dessas áreas.

Outro fato a destacar é a melhoria observada em pontos que apresentaram baixos índices na classe 2. No caso do IP-01, por exemplo, o ICE geral passa de 42,91 na classe 2 para 50,82

na classe 3, entrando na faixa "Marginal" (45-64). Essa mudança de classificação sugere que, com limites menos rigorosos, esse trecho alcança um patamar mínimo de conformidade, mas ainda assim exige ações de manejo para melhorar sua qualidade. Como o referido ponto IP-01, não possui enquadramento, o ICE para classe 2 e classe 3, indicaram condições ruins e marginais, respectivamente, pode ser visto como o local mais sensível para intervenção, em razão de ser próximo da nascente da bacia hidrográfica.

A nascente do rio está situada em uma área de interesse ambiental, mas sofre pressão de atividades humanas nas proximidades, como a expansão urbana e práticas agropecuárias. Embora a qualidade da água seja um pouco melhor na estação seca (em torno de 84, sendo "Bom" para as classes 2 e 3), durante a estação chuvosa a diluição de poluentes é menos eficaz, sendo 49,36 (Marginal) para a classe 3 e 41,64 (Ruim) para a classe 2, sugerindo que a poluição difusa e o escoamento superficial afetam significativamente a qualidade da água.

O ponto IP-12, localizado próximo à ponte da PE-180 entre Belo Jardim e São Bento do Una, apresenta um ICE geral de 54,09 ("Marginal"). Esta área é caracterizada pela atividade de pecuária leiteira, que pode ser uma fonte de poluentes, como nutrientes e matéria orgânica, afetando a qualidade da água, principalmente na estação seca (ICE de 51,83). A presença de gado nas margens do rio e o uso de fertilizantes podem aumentar a carga de poluição durante o escoamento superficial na estação chuvosa (ICE de 55,19).

Localizado em uma área de pecuária de corte próximo à Fazenda Pato Branco, no município de São Caetano, o ponto IP-38 apresenta um ICE geral de 53,74 ("Marginal"). Neste local, a pecuária intensiva pode estar contribuindo para o aumento da carga de matéria orgânica e nutrientes no rio, especialmente durante a estação chuvosa, quando o escoamento superficial transporta poluentes das áreas de pastagem. No entanto, mesmo na estação seca, o índice não melhora substancialmente (54,73), sugerindo que a poluição pontual também pode estar presente.

Situado à jusante da cidade de Caruaru, o ponto IP-49 está localizado em um importante centro urbano e industrial, apresenta um dos piores índices de ICE (29,19, "Ruim"). O município de Caruaru é um dos maiores na bacia do rio Ipojuca e exerce uma pressão significativa sobre os recursos hídricos devido ao crescimento populacional, industrialização e práticas agrícolas. A estação chuvosa não promove uma melhoria relevante no índice (29,18), o que sugere uma carga poluente crônica, exacerbada por escoamento de águas pluviais carregadas de resíduos urbanos e industriais.

Em uma região de pecuária de corte no município de Gravatá, o ponto IP-55 apresenta um ICE geral de 30,04 ("Ruim"). Durante a estação chuvosa, o índice aumenta para 47,35,

indicando que o aumento do volume de água promove uma diluição temporária dos poluentes. No entanto, na estação seca, a qualidade da água deteriora significativamente (29,29), refletindo a influência negativa das atividades pecuárias sem controle adequado de escoamento de efluentes.

O ponto IP-64, no rio Ipojuca, localizado à jusante de Chã Grande, uma área de policultura, tem um ICE geral de 56,62 ("Marginal"). As atividades agrícolas são uma fonte conhecida de poluição difusa, especialmente no que diz respeito ao uso de fertilizantes e pesticidas. O aumento do ICE durante a estação chuvosa (63,88) sugere que o escoamento superficial contribui com cargas de nutrientes que degradam a qualidade da água. No entanto, mesmo na estação seca (55,33), os poluentes persistem, possivelmente devido a fontes pontuais de poluição.

Situado à jusante da Usina União Indústria, no município de Primavera, o ponto IP-70 é fortemente influenciado por atividades agroindustriais. O ICE geral de 30,11 ("Ruim") reflete uma qualidade de água consistentemente baixa. Durante a estação chuvosa, o índice melhora para 62,78, o que pode indicar uma diluição de poluentes; no entanto, na estação seca (29,50), os níveis de poluição voltam a se intensificar, sugerindo uma presença contínua de contaminantes industriais.

Os pontos IP-85, IP-90 e IP-95, no rio Ipojuca, localizados nos municípios de Escada e Ipojuca, estão em áreas de forte influência industrial e agrícola. O ICE geral nesses pontos varia de 24,86 (IP-90) a 33,51 (IP-85), todos classificados como "Ruim". As atividades industriais e agrícolas intensivas nessas regiões, incluindo o uso de agrotóxicos e efluentes industriais, são fontes prováveis da degradação da qualidade da água. Embora haja uma melhoria temporária durante a estação chuvosa (por exemplo, IP-90 com 65,77), essa recuperação não é suficiente para reverter a situação crítica, especialmente na estação seca.

Diversas investigações científicas têm utilizado o Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE) como instrumento para a avaliação da qualidade da água e da efetividade das políticas de enquadramento dos corpos hídricos. No estudo conduzido por Costa *et al.* (2021), o referido índice foi empregado em três reservatórios localizados na Bacia do Alto Tietê, a saber: Guarapiranga, Billings e Paiva Castro. A análise evidenciou baixos níveis de conformidade em relação aos padrões de qualidade estabelecidos, indicando que os reservatórios frequentemente não atendem aos requisitos definidos pelos enquadramentos legais. Tal resultado reforça a necessidade de medidas mais rigorosas de controle da ocupação do solo nas áreas de entorno e da adoção de intervenções mais eficazes no âmbito do saneamento ambiental, sobretudo em razão da relevância desses reservatórios para o

abastecimento público. Os autores destacam que o ICE proporcionou uma compreensão abrangente sobre as condições de qualidade da água e sua conformidade normativa, demonstrando ser uma ferramenta fundamental para subsidiar estratégias de gestão sustentável e assegurar a preservação dos usos múltiplos dos recursos hídricos.

Segundo Hinata *et al.* (2023), em 172 estações de monitoramento de 19 bacias hidrográficas do estado de Rio Grande do Sul, no período entre 2015 a 2022, cerca de 41% das estações em estudo indicaram um ICE “marginal”, com resultados comprometidos principalmente pelos parâmetros de fósforo e OD. As áreas de maior pressão antrópica, como as que ocorrem atividades agropecuárias e lançamentos de efluentes domésticos, são as que mais necessitam de políticas de gestão mais rigorosas e ações de mitigação focadas em reduzir a carga poluidora e melhorar a qualidade da água na região.

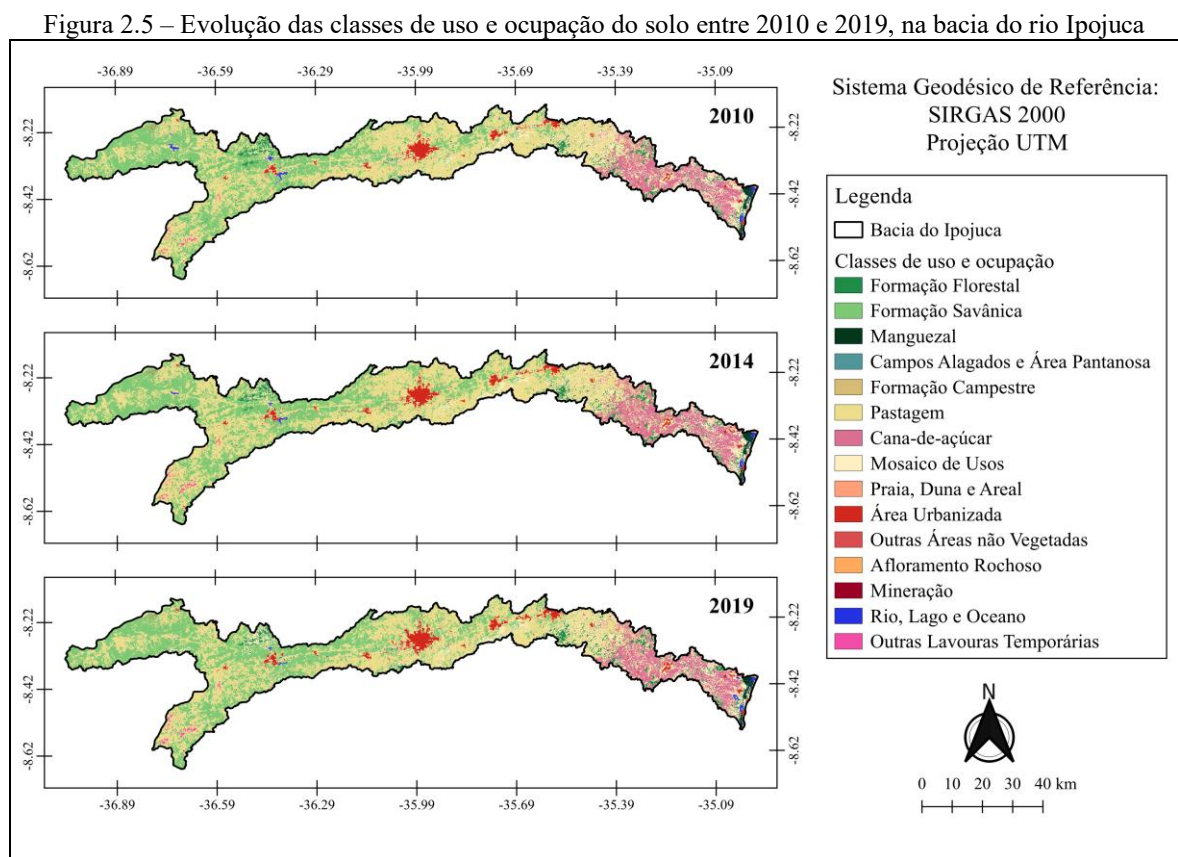
A evolução do uso e ocupação do solo na bacia do rio Ipojuca, conforme é apresentada na Tabela 2.4, também possuem implicações diretas sobre os resultados do Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE), que reflete a qualidade da água nos pontos de monitoramento.

Tabela 2.4 – Evolução das classes de uso e ocupação do solo entre 2010 e 2019, na bacia do rio Ipojuca, em km²

Classe de Uso e Ocupação do Solo	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Formação Florestal	86,8	87,4	87,7	89,0	92,0	95,4	97,8	100,7	104,0	106,4
Formação de Savana	1155	1170	1121	1098	1093	1066	1063	1071	1072	1072
Manguezal	4,6	4,6	4,6	4,6	4,6	4,7	5,1	5,1	5,1	5,1
Campo Alagado e Área Pantanosa	0,5	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,4	0,4	0,5
Formação Campestre	53,5	53,5	53,5	53,5	53,4	53,5	53,6	53,8	53,9	54,0
Outras Formações não Florestais	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Pastagem	1400	1392	1449	1428	1399	1416	1403	1379	1374	1336
Cana-de-açúcar	258,2	259,6	260,2	258,6	259,2	258,0	256,6	251,9	251,9	257,8
Mosaico de agricultura e pastagem	334,2	321,6	305,7	341,9	361,9	371,6	388,3	398,4	390,4	417,1
Praia e duna	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Infraestrutura urbana	85,9	89,0	97,6	100,7	109,3	111,0	113,5	117,1	123,1	125,2
Outras Áreas não Vegetadas	25,1	25,7	27,1	35,0	37,4	32,7	29,0	30,4	32,2	32,3
Afloramento rochoso	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2
Rio, lago e oceano	16,7	15,7	13,3	9,7	8,5	8,0	6,5	6,8	7,6	7,9
Mosaico de culturas	9,0	10,1	10,5	10,8	11,1	12,1	13,6	15,3	15,5	15,1

Fonte: O Autor (2024).

A intensificação das atividades antrópicas, como a expansão do mosaico de agricultura e pastagem, o crescimento das áreas de infraestrutura urbana e a estabilidade da cultura de cana-de-açúcar, tem impactos diretos na qualidade da água, observados nos resultados desses indicadores. A Figura 2.5 mostra o mapeamento de uso e ocupação do solo, entre 2010 e 2019, em toda a área do rio Ipojuca.



A expansão do mosaico de agricultura e pastagem, que aumentou de 334,2 km² em 2010 para 417,1 km² em 2019, e o crescimento da infraestrutura urbana (de 85,9 km² para 125,2 km²) provavelmente contribuíram para o aumento da pressão sobre os corpos d'água, resultando em maiores cargas de nutrientes, sedimentos e poluentes nos rios da bacia. Isso é evidenciado pelos valores do ICE, especialmente em pontos como IP-49, IP-55, IP-70, IP-90 e IP-95, que apresentam índices muito baixos, com valores gerais variando de 24,84 a 33,51 para a classe 2. Esses resultados indicam condições frequentemente degradadas ou ameaçadas, relacionadas ao intenso uso agrícola e expansão urbana nas proximidades desses pontos.

Em contraste, o aumento das áreas de "Formação Florestal", que passou de 86,8 km² para 106,4 km², pode estar associado à melhoria da qualidade da água em alguns pontos de

monitoramento, como nos rios Bitury (IP-13 e IP-14), onde os valores de ICE são mais elevados, atingindo 76,80 e 77,84 para a classe 2 e 3, respectivamente. Este cenário indica que as áreas preservadas ou recuperadas desempenham um papel fundamental na proteção dos recursos hídricos, funcionando como filtros naturais que mitigam a entrada de poluentes e nutrientes.

De acordo com Silva *et al.* (2020), na bacia hidrográfica do Ribeirão Espírito Santo, em Juiz de Fora, Minas Gerais, a análise do uso e ocupação do solo mostrou que a bacia hidrográfica possui maior área de floresta, seguida de pastagem e área urbanizada. Em locais menos urbanizados, com atividades agropecuárias predominantes, aponta-se a maior influência da precipitação na variação de alguns parâmetros de qualidade. Em contrapartida, nas áreas mais urbanizadas, a precipitação apresenta menor importância frente ao lançamento de efluentes.

Ademais, Menezes *et al.* (2016) em estudo no Ribeirão Vermelho e nos seus afluentes, em Minas Gerais, indicam forte influência das formas de uso e ocupação do solo confirmada pela entrada de matéria orgânica e de nutrientes nos sistemas hídricos por meio do lançamento de esgoto doméstico sem tratamento, além das atividades de agropecuária na rede de drenagem da bacia. Assim, atesta-se a relação com as concentrações dos nutrientes na água, oriundos da ocupação humana ao entorno da bacia, evidenciando a importância do estudo do uso e ocupação do solo na qualidade de corpos hídricos.

Diante disso, a análise conjunta dos dados do ICE e da evolução do uso e ocupação do solo demonstra uma interação clara entre o aumento das pressões antrópicas e a qualidade da água na bacia do rio Ipojuca. Embora existam sinais de degradação, especialmente em áreas com uso intensivo de solo, a manutenção de áreas florestais e a sugere a importância de ações de manejo sustentável para evitar um declínio mais acentuado na qualidade ambiental da bacia.

Neste contexto, compreende-se que a ocupação urbana desordenada e as práticas agropecuárias, em muitas bacias hidrográficas consistem nas principais fontes de poluição. Essas atividades intensificam a carga de nutrientes nos corpos d'água, favorecendo o não cumprimento dos padrões de qualidade estabelecidos. Portanto, destaca-se a importância da gestão do uso do solo como medida essencial para a melhoria da qualidade da água em bacias hidrográficas sujeitas à pressão antrópica.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos para a bacia hidrográfica do rio Ipojuca evidenciam uma relação direta entre o uso e ocupação do solo e a qualidade da água, aferida por meio do Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE). Estas informações são fundamentais para compreender os impactos das transformações antrópicas sobre os corpos hídricos e outros aspectos ambientais da bacia, reforçando a necessidade de monitoramento contínuo e de políticas de manejo integrado voltadas à sustentabilidade dos recursos naturais.

A análise dos dados de monitoramento referentes ao período de 2017 a 2019 revelou que, apesar das pressões significativas decorrentes da utilização intensiva do solo para fins agrícolas, pecuários e de expansão urbana, a qualidade da água manteve-se, em diversas localidades, dentro de padrões aceitáveis. Ainda assim, os resultados do ICE indicaram a persistência de desafios significativos para a gestão dos recursos hídricos. Pontos críticos, como IP-49, IP-55, IP-70, IP-90 e IP-95, apresentaram valores expressivamente baixos, sinalizando situações recorrentes de degradação ou ameaça. Esses trechos estão majoritariamente vinculados à intensificação da agricultura, ao uso extensivo para pastagens e à presença de atividades industriais, o que evidencia a urgência de intervenções estruturantes voltadas ao controle da poluição e à recuperação da qualidade da água.

Em contrapartida, pontos localizados em áreas de maior preservação ambiental, como os rios Bitury (IP-13 e IP-14), apresentaram valores mais elevados de ICE, ressaltando o papel estratégico das formações vegetais e das áreas florestais na proteção dos recursos hídricos. Estes destaques reforçam a importância de se preservar os remanescentes de vegetação nativa como instrumento de mitigação dos impactos advindos do uso intensivo do solo.

A análise da evolução do uso e ocupação do solo entre os anos de 2010 e 2019 demonstrou um crescimento expressivo das áreas voltadas à agricultura e à urbanização, o que ampliou as pressões sobre os corpos d'água. O avanço do mosaico agropecuário, somado à expansão das áreas de infraestrutura urbana, intensificou a carga de nutrientes e de poluentes nos sistemas hídricos, sobretudo nas regiões próximas a centros urbanos e zonas industriais. Por outro lado, observou-se também um aumento relativo das áreas de formação florestal, o que contribuiu para a manutenção da qualidade da água em algumas sub-bacias, funcionando como fator de resiliência ambiental.

Dessa forma, os resultados deste estudo apontam para a necessidade premente de um planejamento territorial mais sustentável na bacia do rio Ipojuca, com vistas à conservação da

qualidade da água e à recuperação das áreas mais impactadas. A proteção e recomposição da cobertura vegetal nativa, associadas a políticas efetivas de controle da poluição difusa e pontual de origem agrícola e industrial, são medidas fundamentais para a melhoria dos indicadores de qualidade hídrica. Ademais, a implementação de estratégias de gestão ambiental integradas e o fortalecimento das ações de monitoramento, fiscalização e governança territorial constituem passos essenciais para assegurar uma gestão hídrica eficaz, que contemple os critérios de enquadramento estabelecidos pelos órgãos competentes e promova a segurança hídrica para as presentes e futuras gerações.

REFERÊNCIAS

APAC. Agência Pernambucana de Águas e Clima. **Relatório de Gestão 2019**. Recife: APAC, 2020. 123 p.

APAC. Agência Pernambucana de Águas e Clima. **Bacias Hidrográficas de Pernambuco**. Disponível em: < <http://www.apac.pe.gov.br/baciashidrograficas.php>>. Acesso em: 28 jul. 2024.

BITENCOURT, C.; FERNANDES, C.; GALLEGOS, C. Panorama do enquadramento no Brasil: uma reflexão crítica. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, 16(1), 9, 2019. DOI: <https://dx.doi.org/10.21168/reg.v16e9>.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005**. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicado no D.O.U., Brasil, 2005.

CCME. Canadian Council of Ministers of the Environment. **Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life**. CCME Water Quality Index 1.0 User's Manual. Winnipeg. 146 p., 2003.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo. **Publicações e relatórios**. Governo de São Paulo, 2016. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 29 mai. 2024.

CHOWDHURY, S. Water quality degradation in the sources of drinking water: an assessment based on 18 years of data from 441 water supply systems. **Environmental Monitoring and Assessment**, vol. 190, 379, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6772-6>.

COMPESA. Companhia Pernambucana de Saneamento. **Planos Regionais de Saneamento Básico das Bacias Hidrográficas do Rio Ipojuca e do Rio Capibaribe – Volume I**. Companhia Pernambucana de Saneamento, Recife: – COMPESA, Consórcio ENGECORPS, TYPESA e TPF, 2020.

COSTA, P.; BARROSO, G. R.; OLIVEIRA, K. L.; STARLING, M. C. V. M.; OLIVEIRA, S. Dinâmica espaçotemporal da qualidade das águas superficiais de dois grandes reservatórios de usinas hidrelétricas brasileiras. **Engenharia Sanitaria E Ambiental**, 27(5), p. 893–907, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-415220210233>.

CPRH. Agência Estadual de Meio Ambiente. **Relatório de monitoramento da qualidade da água de bacias hidrográficas do estado de Pernambuco**. Governo do estado de Pernambuco, 2022.

ECKART, K.; MCPHEE, Z.; BOLISSETTI, T. Performance and implementation of low impact development – A review. **Science of The Total Environment**, vol. 607–608, p. 413–432, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.254>.

FREITAS, P. A. B. **Gestão de recursos hídricos e segurança hídrica: uma análise em municípios da bacia hidrográfica do Rio Ipojuca - PE a partir de indicadores**. 98 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, Brasil, 2022.

GIRI, S. Water quality prospective in Twenty First Century: Status of water quality in major river basins, contemporary strategies and impediments: A review. **Environmental Pollution**, vol. 271, 116332, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116332>.

GIRI, S.; QIU, Z. Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: A review. **Journal of Environmental Management**, vol. 173, p. 41–48, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.029>.

HINATA; S. S.; KALISKI; A. D.; WOLFF; C. B.; SCOTTÁ; F. C.; SCHUSTER; R. C.; SOUZA; W. L. Z. M.; CARDONE; L. B. Situação de corpos hídricos em bacias hidrográficas do Rio Grande do Sul sob a perspectiva do Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE). **Revista de Gestão de Água da América Latina**, 20, e23, 2023. DOI: <https://doi.org/10.21168/reg.v20e23>.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado) - Departamento de Ecologia, USP. Universidade de São Paulo, 235p. São Paulo: 2004.

LIU, L.; JOHNSON, H. L.; COUSENS, S.; PERIN, J.; SCOTT, S.; LAWN, J. E.; RUDAN, I.; CAMPBELL, H.; CIBULSKIS, R.; LI, M.; MATHERS, C.; BLACK, R. E. Global, regional, and national causes of child mortality: an updated systematic analysis for 2010 with time trends since 2000. **The Lancet**, vol. 379, 9832, p. 2151–2161, 2012. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(12\)60560-1](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(12)60560-1).

MAPBIOMAS. **Projeto MapBiomass – Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Brasil, 2024.

MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M. S., BELLO, I. P.; FIA, R.; OLIVEIRA, L. F. C. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 21(3), 519–534, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016145405>.

PERNAMBUCO. SECRETARIA DE CIÊNCIA, TECNOLOGIA E MEIO AMBIENTE - SECTMA. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco**. Secretaria de Ciências, Tecnologia e Meio Ambiente. Recife – PE, V1 p74-82 e V2 p46-59. 1998.

PERNAMBUCO. Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos, do Estado de Pernambuco - SRHE-PE. **Plano Hidroambiental da Bacia do Rio Capibaribe**. SRHE-PE, Governo de Pernambuco, Recife-PE, 2010.

QIU, Z.; KENNEN, J. G.; GIRI, S.; WALTER, T.; KANG, Y.; ZHANG, Z. Reassessing the relationship between landscape alteration and aquatic ecosystem degradation from a hydrologically sensitive area perspective. **Science of The Total Environment**, vol. 650, 2, p. 2850-2862, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.036>.

SILVA, I. R.; BROVINI, E. M.; PEREIRA, R. O.; GOMES, M. H. R. Influência da precipitação e do uso e ocupação do solo na qualidade da água da bacia do Ribeirão Espírito Santo – Juiz de Fora/MG. **Revista de Estudos Ambientais**, 22(1), 35–51, 2020. DOI: <https://doi.org/10.7867/1983-1501.2020v22n1p35-51>.

CAPÍTULO 3 – APLICAÇÃO DE TÉCNICAS ESTATÍSTICAS MULTIVARIADAS PARA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA INTERVENÇÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPOJUCA

Resumo: A ocupação antrópica nas bacias hidrográficas gera uma série de problemáticas para a qualidade da água, especialmente em função da introdução de poluentes originados de atividades humanas. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Ipojuca, situada no estado de Pernambuco, Brasil, com o propósito de identificar comportamentos e dinâmicas da qualidade da água em locais com diferentes usos e características ambientais, por meio de técnicas de estatística multivariada. Utilizou-se, para tanto, dados coletados entre 2017 e 2019, contemplando parâmetros de oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), amônia e fósforo, obtidos em treze pontos de monitoramento distribuídos ao longo da bacia. Com o intuito de estudar o comportamento espacial e temporal desses dados, foram realizadas análises de componentes principais (ACP) e análise de agrupamentos. Os resultados revelaram que, na estação seca, houve maior coesão entre determinados pontos, refletindo a menor diluição dos poluentes, em razão da redução no volume de água dos corpos hídricos. Embora tenham sido observadas diferenças sazonais nos agrupamentos, o ponto IP-49 permaneceu isolado em ambos os períodos, o que sublinha a necessidade de intervenções específicas para mitigar os impactos ambientais na área, que se destaca como outlier devido à sua proximidade com uma zona de intenso desenvolvimento industrial. A análise de agrupamentos revelou três grupos principais: o ponto IP-49 manteve-se isolado, evidenciando sua singularidade em função da forte influência industrial da região; os pontos com significativa atividade agrícola e agroindustrial formaram um grupo distinto, caracterizado por elevada concentração de nutrientes e matéria orgânica na água; e, os pontos situados em áreas de interesse ambiental, como IP-13 e IP-14, apresentaram maior homogeneidade, sugerindo menor pressão antrópica, embora ainda suscetíveis à degradação devido ao escoamento superficial. A partir desses resultados, foi possível sugerir medidas de intervenção direcionadas aos agrupamentos identificados, levando em consideração as dinâmicas e relações ambientais associadas, com o propósito de mitigar os impactos ambientais na bacia do rio Ipojuca.

Palavras-chave: Monitoramento da Qualidade da Água, Gestão de Bacias Hidrográficas, Análise de Agrupamentos, ACP.

1 INTRODUÇÃO

Em geral, a ocupação das bacias hidrográficas ocorreu historicamente com o objetivo de minimizar custos e maximizar benefícios econômicos. Contudo, o crescimento populacional e a exploração desmedida dos recursos naturais, especialmente a água, têm impactado negativamente os fenômenos naturais, tanto quantitativa quanto qualitativamente (Lang; Song, 2019; Roy *et al.*, 2022; Ranjan, 2024). Os recursos hídricos são essenciais para a manutenção da vida e o desenvolvimento sustentável das sociedades, onde a pressão crescente das atividades humanas sobre esses recursos tem gerado preocupações globais acerca da qualidade das águas

nos rios das bacias hidrográficas (Chao *et al.*, 2020; Dada *et al.*, 2023). Nesse contexto, a análise detalhada da qualidade da água em cursos fluviais é crucial para compreender as interações entre fatores naturais e atividades humanas, permitindo o desenvolvimento e a avaliação de estratégias eficazes de gestão e conservação (Ashaolu *et al.*, 2019; Mack *et al.*, 2019).

De acordo com o relatório da Organização das Nações Unidas (UN, 2018), tem-se observado uma deterioração na qualidade da água ao longo dos anos, com um aumento significativo na poluição por patógenos, materiais orgânicos, nutrientes e salinidade. Fatores como o crescimento populacional descontrolado, a urbanização acelerada, a industrialização não regulamentada, o uso excessivo de produtos químicos na agricultura (como fertilizantes e pesticidas), o descarte inadequado de águas residuais domésticas e resíduos sólidos, e a extração de cascalho e areia dos leitos dos cursos d'água, têm contribuído para o agravamento desse cenário (Anaba *et al.*, 2017; Ustaoglu *et al.*, 2020). Além disso, as águas superficiais são impactadas por diversos estressores antropogênicos que ameaçam o funcionamento, a integridade e os serviços dos ecossistemas. Este cenário gerou um interesse crescente, em vários países, em entender melhor como o uso da terra afeta a qualidade da água a jusante (Giri; Giu; Zhang, 2018; Mack *et al.*, 2019).

Assim, diante dos conflitos crescentes entre os diversos usos da água, com interesses distintos e demandas específicas, a gestão dos recursos hídricos se torna fundamental, exigindo práticas responsáveis e modelos de intervenção institucional (Vollmer *et al.*, 2022). Esse esforço deve seguir uma abordagem integrada, participativa e descentralizada, visando estabelecer uma estratégia de manejo sustentável dos recursos hídricos. Contudo, a concretização desse modelo de gestão enfrenta desafios significativos. O crescimento demográfico e econômico tem elevado o consumo de água, resultando em uma redução na disponibilidade desse recurso. Essa tendência é exacerbada pelas mudanças climáticas atuais, que apresentam perspectivas desfavoráveis, em conjunto com a contínua industrialização e urbanização que contribuem para a poluição persistente, comprometendo ainda mais a qualidade da água (Zhao *et al.*, 2016).

Para auxiliar na tomada de decisões sobre gestão, é relevante adotar uma visão holística, utilizando técnicas estatísticas, probabilísticas e de otimização para prever padrões e resultados com base em dados históricos (Giri, 2021). Apesar da necessidade de avaliar vieses e incertezas, essas técnicas permitem o uso de bancos de dados já disponíveis, possibilitando análises mais amplas e econômicas (Vigiak *et al.*, 2021).

Nesse contexto, a análise de componentes principais (ACP) e a análise de agrupamento consistem em técnicas estatísticas amplamente utilizadas para examinar e interpretar a qualidade da água em bacias hidrográficas. A ACP é uma técnica de redução de

dimensionalidade que transforma um conjunto de variáveis possivelmente correlacionadas em um conjunto de variáveis não correlacionadas, conhecidas como componentes principais, que explicam a maior parte da variação nos dados (Jolliffe, 2011). Essa abordagem é útil para identificar padrões subjacentes e para simplificar a interpretação de dados complexos de qualidade da água, como os níveis de diferentes poluentes e parâmetros físico-químicos (Ramos-Pacheco *et al.*, 2023). Ademais, é possível identificar quais variáveis contribuem mais significativamente para a variação observada e identificar fontes principais de poluição.

Em relação a análise de agrupamento, utiliza-se esta técnica para classificar amostras ou pontos de monitoramento de qualidade de água em grupos ou clusters baseados em similaridades nos seus perfis de qualidade (Everitt *et al.*, 2011). Essa análise ajuda a identificar padrões espaciais e temporais na qualidade da água, agrupando amostras que compartilham características semelhantes e permitindo a identificação de áreas com perfis de poluição similares.

Juntas, essas técnicas de estatística multivariada proporcionam uma compreensão mais profunda dos fatores que afetam a qualidade da água, permitindo uma gestão mais eficaz dos recursos hídricos e o desenvolvimento de estratégias de mitigação adequadas (Levin; Curtis; Woodford, 2024). Estudos demonstraram que a combinação dessas abordagens pode oferecer insights significativos sobre a variação espacial e temporal da qualidade da água e auxiliar na identificação de fontes e padrões de poluição (Bui; Pham, 2023).

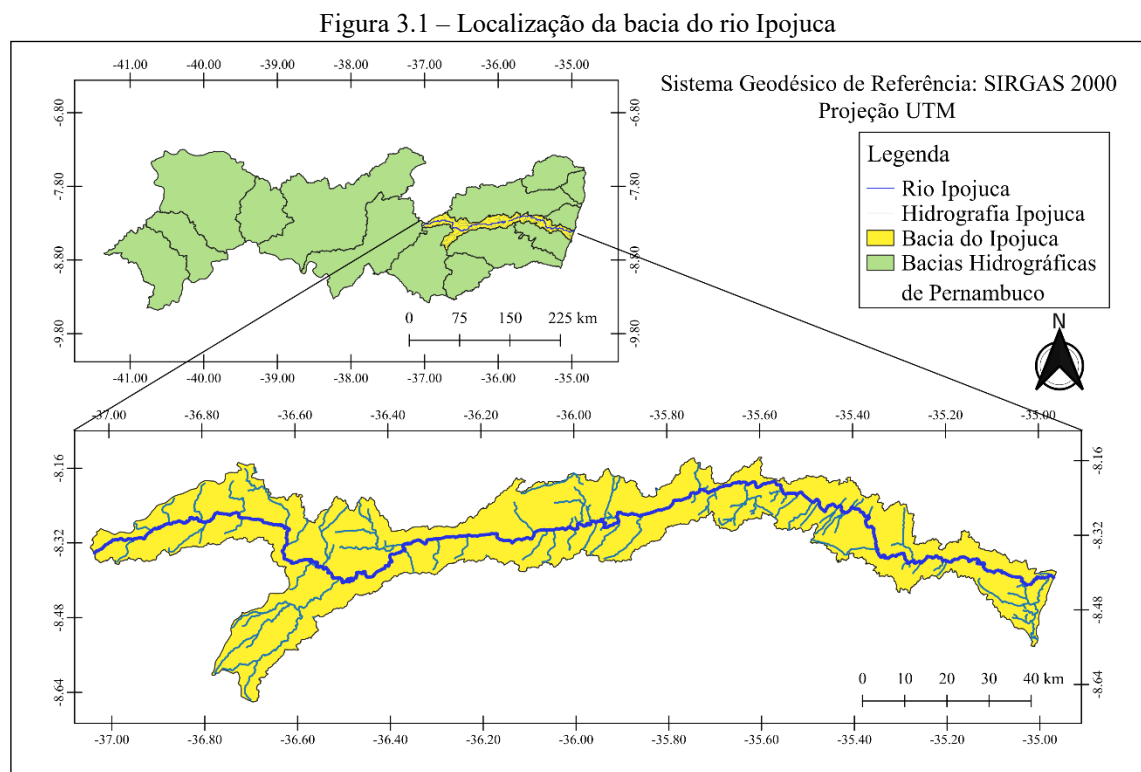
A bacia do Rio Ipojuca, localizada no estado de Pernambuco, Brasil, abrange uma área de grande importância ambiental e econômica, caracterizando-se por ser uma região com significativa atividade agrícola, industrial e urbana. Ao longo dos anos, a bacia tem enfrentado desafios relacionados à qualidade da água, em razão da crescente pressão de atividades antrópicas, como o lançamento de efluentes industriais e domésticos, o uso de produtos químicos na agricultura e o desmatamento. Além disso, a variação sazonal e os eventos climáticos extremos, como secas e chuvas intensas, têm exacerbado as dificuldades na gestão dos recursos hídricos da região, comprometendo a qualidade da água e afetando diretamente a saúde ambiental e as condições de vida das populações locais (França *et al.*, 2020).

Diante do exposto, este trabalho tem como objetivo analisar a qualidade da água na bacia do rio Ipojuca, utilizando técnicas estatísticas multivariadas, nomeadamente a análise de componentes principais (ACP) e a análise de agrupamentos. Com isso, busca-se compreender as principais variáveis que explicam a variação na qualidade da água, além de identificar pontos que apresentam similaridades e discrepâncias, com base em suas características de qualidade.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo e dados de qualidade

A bacia do rio Ipojuca, localizada no estado de Pernambuco, consiste em uma unidade hidrográfica de importância regional, abrangendo várias cidades e atividades que desempenham papéis cruciais na economia e no desenvolvimento do estado. Com uma área de aproximadamente 3.435,34 km², a bacia inclui cidades importantes como Ipojuca, Jaboatão dos Guararapes, Cabo de Santo Agostinho, Bezerros e Caruaru. O percurso do rio Ipojuca, com cerca de 320 km, é preponderantemente orientado na direção oeste-leste (APAC, 2024). Na Figura 3.1 é apresentada a localização da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, no estado de Pernambuco.



A área da bacia do rio Ipojuca possui diversos municípios como Caruaru, Bezerros, Belo Jardim, Escada e Ipojuca, que desempenham papel importante na economia do estado de Pernambuco. A economia da zona urbana é dominada pelo setor terciário, incluindo comércio e serviços, e é impulsionada pelo turismo, especialmente em áreas como Porto de Galinhas, um renomado destino turístico. A indústria também desempenha um papel significativo, com a

presença de polos industriais, principalmente no entorno de Caruaru, onde se destacam atividades da indústria têxtil (Pernambuco, 2022). Esse desenvolvimento industrial impõe desafios relacionados à poluição e à necessidade de monitoramento rigoroso dos efluentes para proteger a qualidade da água do Rio Ipojuca e seus afluentes.

Na esfera agrícola, a bacia é caracterizada por práticas que variam conforme a localização e o tipo de solo, as áreas rurais são dedicadas ao cultivo de grãos, frutas e hortaliças (Pernambuco, 2010). No entanto, a utilização de fertilizantes e defensivos agrícolas pode impactar a qualidade da água, o que torna essencial a adoção de práticas agrícolas sustentáveis para minimizar os efeitos negativos sobre os recursos hídricos.

O clima da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, segundo a classificação de Köppen (1928), apresenta três tipologias predominantes: BSh, Am e As, conforme aponta Medeiros et al. (2018). A região caracteriza-se por um regime pluviométrico marcado pela estação chuvosa, que se estende de março a setembro, e pela estação seca, compreendida entre setembro e fevereiro, registrando uma precipitação média anual de 882,6 mm (APAC, 2024; França e Medeiros, 2020). A ocorrência das chuvas decorre da atuação conjunta de diversos sistemas atmosféricos, dentre os quais se destacam a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), a formação dos vórtices ciclônicos de altos níveis (VCAN), a influência dos ventos alísios de nordeste responsáveis pelo transporte de vapor d'água e umidade e a condensação associada à formação de nuvens que resultam em precipitações de intensidade moderada a forte (Medeiros, 2016).

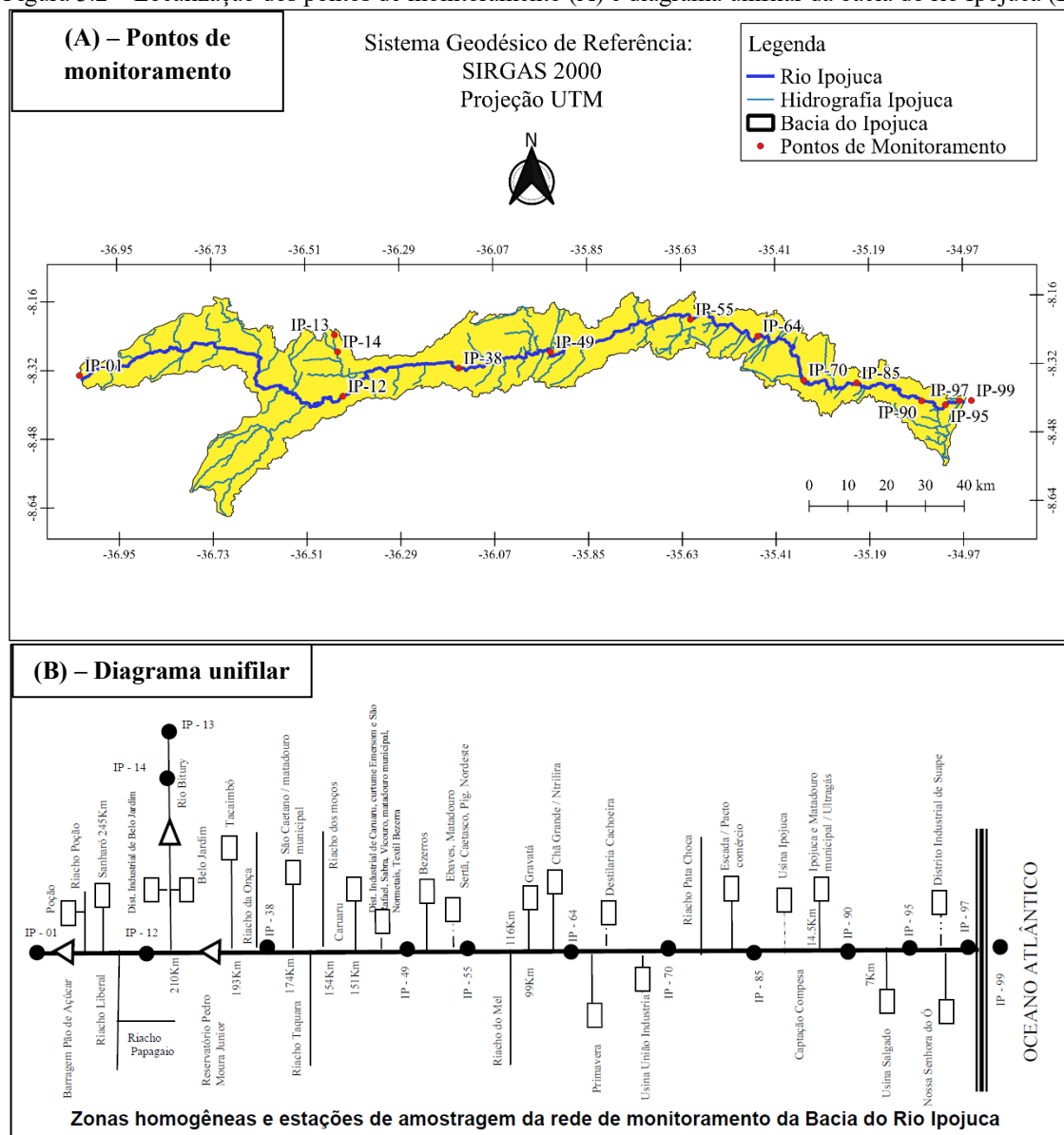
2.2 Levantamento de dados

A Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco (CPRH) realiza o monitoramento da qualidade de água da bacia do rio Ipojuca, a partir de pontos de monitoramento, conforme mostra a Figura 3.2, que apresenta a localização dos pontos e o diagrama unifilar da bacia. No Quadro 3.1 é apresentado a descrição dos treze pontos monitorados na bacia em estudo, em que são distribuídos em diferentes zonas, com diversos usos do solo, atividades econômicas e interesses.

Para a aplicação das técnicas de estatística multivariada, foram utilizados dados de oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), amônia e fósforo. Dados coletados nos pontos de monitoramento situados em ambientes de interesse urbano, agrícola, pecuário e industrial, abrangendo as estações de IP-01 a IP-97. A série histórica de monitoramento (CPRH, 2022) abrange os dados médios de 2017 a 2019, com coletas realizadas

de forma distinta nos períodos seco e chuvoso, permitindo uma análise sazonal da qualidade da água em diferentes contextos ambientais.

Figura 3.2 – Localização dos pontos de monitoramento (A) e diagrama unifilar da bacia do rio Ipojuca (B)



Fonte dos dados: CPRH, 2022. Elaboração (A): O Autor (2024).

Quadro 3.1 – Descrição dos pontos de monitoramento

Zona homogênea	Estação	Corpo d'água	Local
Interesse ambiental - trecho intermitente	IP-01	Rio Ipojuca	Na nascente do Rio Ipojuca, no Sítio Pedreira, em Arcoverde.
Pecuária leiteira	IP-12	Rio Ipojuca	Na ponte da PE-180, que liga Belo Jardim a São Bento do Una.
Interesse ambiental - brejo de altitude	IP-13	Rio Bitury	Nascente no Sítio de Seu Joaquim, na comunidade de Jussara, em Belo Jardim.
Interesse ambiental - brejo de altitude	IP-14	Rio Bitury	Na ponte sobre o Rio Bitury, à montante do reservatório, em Belo Jardim.
Pecuária de corte	IP-38	Rio Ipojuca	

Zona homogênea	Estação	Corpo d'água	Local
			Na passagem molhada, próximo à Fazenda Pato
Urbana/industrial - trecho intermitente	IP-49	Rio Ipojuca	A jusante da cidade de Caruaru, na Vila do Cedro (COAHB III), na cidade de Caruaru.
Pecuária de corte	IP-55	Rio Ipojuca	Na ponte da BR-232, a montante de Gravatá, no município de Gravatá.
Policultura	IP-64	Rio Ipojuca	Na ponte à jusante da cidade de Chã Grande, no município de Chã Grande.
Agroindústria	IP-70	Rio Ipojuca	Na ponte à jusante da Usina União Indústria, no município de Primavera.
Urbana – trecho perene	IP-85	Rio Ipojuca	Na ponte BR-101 à jusante da cidade de Escada, no município de Escada.
Agroindústria	IP-90	Rio Ipojuca	Na ponte PE-60 à jusante da Usina Ipojuca, no município de Ipojuca.
Agroindústria	IP-95	Rio Ipojuca	À jusante da Usina Salgado, no município de Ipojuca.
Interesse ambiental – área estuarina	IP-97	Estuário do rio Ipojuca	No estuário dos rios Ipojuca e Merepe, em Suape, no município de Ipojuca

Fonte: CPHR (2021).

2.3 Análise de agrupamentos

Para verificar também a relação entre os pontos, utilizou-se a técnica de análise de agrupamento, que consiste em um método que objetiva separar os objetos analisados em grupos, com base nas características (variáveis) que os referidos pontos apresentam. Neste caso, buscou-se estudar os agrupamentos gerados pelas médias dos parâmetros de qualidade de água dos treze pontos de monitoramento, para os períodos chuvosos e secos.

Segundo Silveira *et al.* (2012) e Yuan e Yang (2019), a análise de agrupamento tem como premissa básica, uma matriz contendo m amostras, denominadas objetos. Deste modo, se tem a finalidade de agrupar de forma automática os n objetos da base de dados em k clusters (grupos), fazendo uso apenas dos dados das variáveis das referidas amostras.

No estudo de um conjunto que possui relações interdependentes entre si, esta técnica de estatística multivariada promove uma classificação desses grupos, considerando os atributos e características homogêneas internas que se manifestam de forma discrepante entre cada objeto. Com isso, são formados grupos que são definidos como heterogêneos com comportamentos distintos entre si (Reis, 2001; Santos; Sousa, 2018; Ventura; Cavalieri, 2021).

Para estabelecer as semelhanças ou as diferenças que existem entre os elementos característicos, deve ser utilizada uma função de distância. Neste estudo, adotou-se a distância euclidiana, que está descrita na Equação 1 e expõe à similaridade entre os dados. Destarte, foi

aplicado o método hierárquico da análise de agrupamento, em que se tem como finalidade principal, averiguar mais de um tipo de partição e aproximação dos dados entre os objetos em estudo, produzindo os variados agrupamentos (Cormack, 1971; Mcroberts *et al.*, 2007; Saxena *et al.*, 2017).

$$d(X_i, X_k) = [(X_i - X_k)'(X_i - X_k)]^{1/2} = [\sum (X_{il} - X_{ik})^2]^{1/2} \quad (1)$$

No que se refere aos métodos hierárquicos, que possuem como objetivo ordenar hierarquicamente os grupos obtidos, podem ser aplicadas técnicas estatísticas para elaboração do desenho dos agrupamentos formados. Para tal fim, tem-se o método de Ward, que foi utilizado neste estudo. Este método, que também é denominado de método da mínima variância, consiste em agrupar os dados com base na medida de distância entre dois clusters, considerando a soma das distâncias ao quadrado entre os dois referidos clusters.

Segundo Reis (2001) e Kassambara (2017), o método de Ward é uma técnica de agrupamento hierárquico que se baseia na minimização da soma dos quadrados das diferenças dentro de cada grupo. O procedimento para formar os agrupamentos é realizado a partir do cálculo da soma dos quadrados entre os grupos, buscando minimizar a variância interna. Essa metodologia utiliza a variância de todas as variáveis consideradas, conforme demonstrado nas Equações 2 a 5. A implementação desta técnica foi realizada por meio de um *script* no *software* R Studio, garantindo uma análise estatística precisa.

$$SSl = \sum_{k=1}^n \sum_{j=1}^p (X_{l,k,j} - \bar{X}_{l,j})^2, \quad \bar{X}_{l,j} = \frac{1}{n_l} \sum_{k=1}^{n_l} (X_{l,k,j}) \quad (2)$$

$$SSl,i = \sum_{k=1}^n \sum_{j=1}^p (X_{l,k,j} - \bar{X}_j)^2 + \sum_{k=1}^{n_i} \sum_{j=1}^p (X_{i,k,j} - \bar{X}_j)^2, \quad (3)$$

$$\bar{X} = \frac{1}{n_l + n_i} \left(\sum_{k=1}^{n_l} X_{l,k,j} + \sum_{k=1}^{n_i} X_{i,k,j} \right) \quad (4)$$

$$(Cl, Ci) = SSl,i - (SSl + SSi) \quad (4)$$

$$(Cl, Ci) = \frac{n_l * n_i}{n_l + n_i} \sum_{j=1}^p (\bar{X}_{l,j} - \bar{X}_{i,j})^2 \quad (5)$$

Onde: $X_{l,k,j}$ = valor para a variável p na observação j pertencente ao cluster l ; SSl = soma dos erros quadrados dentro do cluster l ; SSl,i = soma total dos erros quadrados (agrupando os clusters l e i); $\bar{X}$ = média dos somatórios; Cl, Ci = clusters (agrupamentos) formados.

Para melhor visualização dos agrupamentos, utilizou-se o dendrograma, por meio dos níveis das distâncias dos referidos grupos desenvolvidos, obtidos diretamente no script criado.

Assim, pode-se analisar os grupos dos treze pontos de monitoramento formados e como são as suas relações, envolvendo os parâmetros de qualidade de água, de acordo com os períodos chuvoso e seco e, considerando todo o período de monitoramento em estudo.

O número de grupos e a quantidade de pontos de monitoramento expressos em cada um destes grupos, foram determinados de maneira subjetiva, por intermédio de corte transversal no dendrograma, considerando as características e o desenho formado. Com isso, este corte foi realizado de forma que se obtenha a quantidade de grupos factível e coerente entre as distâncias do dendrograma, sendo possível posteriormente traçar medidas de gestão executáveis e viáveis para os enquadramentos gerados.

Com a aplicação da referida análise de agrupamentos, que fornece os referidos agrupamentos com base nos parâmetros de qualidade de água de cada ponto, foi possível verificar as relações entre estas. Portanto, foi permitido apontar quais as regiões (R1, R2, R3, ...) que possuem dados de qualidade de água com menor variância entre si.

Deste modo, a partir dessa análise de agrupamentos pode-se determinar quais pontos de monitoramento, quanto aos níveis de poluição, possuem características mais similares ou discrepantes entre si. Portanto, com este conhecimento aprofundado do comportamento da bacia hidrográfica em relação a qualidade de água e sua variação, torna-se possível indicar medidas de gestão para atenuação dos impactos ambientais.

2.4 Análise de componentes principais (ACP)

A análise de componentes principais (ACP) consiste em uma técnica de estatística multivariada, que altera o conjunto inicial de variáveis e dados correlacionados, por meio de uma transformação linear com o objetivo de reduzir os dados (Bernard; Antoine; Bernard, 2004; Dharani; Sreenivasulu, 2019). Esta análise decompõe os dados de modo a descrever a mesma variabilidade total existente, com o mesmo número de eixos originais, porém não mais correlacionados entre si (Hongyu; Sandanielo; Oliveira Junior, 2016). Ressalta-se que a técnica de ACP envolve também a matriz de correlação R, em detrimento das variáveis analisadas possuírem escalas diferentes, sendo assim, padronizadas, para análise.

Desta forma, a ACP possibilita apresentar o agrupamento de indivíduos similares através de exames visuais e interpretação geométrica por meio da análise de dispersões gráficas dos dados no espaço bi ou tridimensional (Gupta *et al.*, 2013). Neste agrupamento, os indivíduos são expostos de acordo com sua variação, onde os dados são agrupados segundo suas variâncias, e segundo seu comportamento dentro da população (amostra), representado pela variação do

conjunto de características que define o indivíduo (Congreves *et al.*, 2015). O cálculo tem como base a extração dos autovalores e autovetores correspondentes de uma matriz de variâncias-covariâncias [S] ou de correlações [R] entre variáveis.

De acordo com Johnson e Wichern (2007), algebricamente, os componentes principais são combinações lineares particulares das variáveis aleatórias X_1, X_2, X_n . Geometricamente, estas combinações lineares representam a seleção de um novo sistema de coordenadas obtidas pela rotação do sistema original com X_1, X_2, X_n , como eixos de coordenadas. Os dados são transformados em um novo conjunto de variáveis, Y_1, Y_2, Y_p , de dimensão equivalente, chamados de componentes principais.

Segundo Morrison (1976), o primeiro componente principal (Y_1) de um conjunto de p variáveis, X_1, X_2, X_p , contidas no vetor $X'=(X_1, X_2, \dots, X_p)$ é definido como a combinação linear, conforme Equação 6. Os coeficientes b_{1i} são elementos do vetor característico b_1 , associado à maior raiz característica (γ_1) da matriz de covariância amostral, S, das variáveis X_{1s} .

$$Y_1 = b_{11}X_1 + b_{21}X_2 + \dots + b_{p1}X_p = b'_1X \quad (6)$$

O segundo componente principal (Y_2) estará associado a segunda maior raiz característica (γ_2) e, assim sucessivamente, até que toda a variância seja apresentada. Os autovalores (ou raízes características) ordenados, ou seja, $\gamma_1 \geq \gamma_2 \geq \dots \geq \gamma_p \geq 0$, consistem nas variâncias amostrais dos componentes principais (Johnson; Wichern, 2007). O primeiro componente também é definido como o de maior importância, em razão de reter a maior parte da variação total encontrada nos dados originais. De forma geral, pode-se descrever que as m componentes principais como combinações lineares ponderadas de X 's variáveis aleatórias, conforme mostra a Equação 7.

$$PC_{(m)} = \gamma_{(m)1}X_1 + \gamma_{(m)2}X_2 + \dots + \gamma_{(m)p}X_p \quad (7)$$

Assim, as componentes principais são extraídas de modo que cada componente principal ($PC_{(p)}$) necessita de um vetor de coeficientes dado por $\gamma = (\gamma_1, \gamma_2, \dots, \gamma_p)$, onde a variância $\gamma'X$ é a máxima entre as classes de todas as combinações lineares possível de X , sendo sujeita a restrição de que $\gamma'\gamma = I$. Esta condição sugere que cada CP_p extraída graficamente do conjunto de dados em questão, fornece a direção da maior dispersão dos pontos observados (Rencher, 2002). Os coeficientes γ devem satisfazer as p equações lineares a partir do multiplicador de

Lagrange γ . Neste caso, obtém-se o maior autovalor (ou raiz) do conjunto de dados, onde a solução para γ é o correspondente autovalor de γ_i ($i = 1, 2, 3, \dots, p$).

Neste contexto, o autovalor indica a porcentagem de variância explicada por cada componente e o comprimento do eixo e o autovetor aponta a direção do eixo da componente, o de máxima variação dos dados. Ademais, verifica-se a partir do autovetor, a associação existente entre os componentes do conjunto de dados e cada variável do estudo, sendo que valores negativos dos indicam uma associação inversamente proporcional entre o componente e a variável. De forma gráfica, a ACP apresenta a rotação de pontos existentes em um espaço multidimensional, em que se origina eixos ou componentes principais, que representam a variabilidade dos dados, de forma a indicar um padrão a ser interpretado do comportamento dos dados.

No presente estudo, a análise de componentes principais (ACP) foi aplicada para avaliar a qualidade da água na bacia do rio Ipojuca, com o objetivo de identificar os parâmetros mais influentes, como demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), amônia e fósforo, obtidos conforme descrito no item 2.2. Além disso, buscou-se determinar quais períodos e pontos de monitoramento apresentam maior relevância no conjunto de dados. A aplicação do método foi conduzida no ambiente do *software* R Studio, permitindo uma análise detalhada da dispersão dos valores dos parâmetros de qualidade da água, correlacionando-os com os diferentes anos e locais de monitoramento. Essa abordagem facilita a compreensão das variações espaciais e temporais na qualidade da água da bacia.

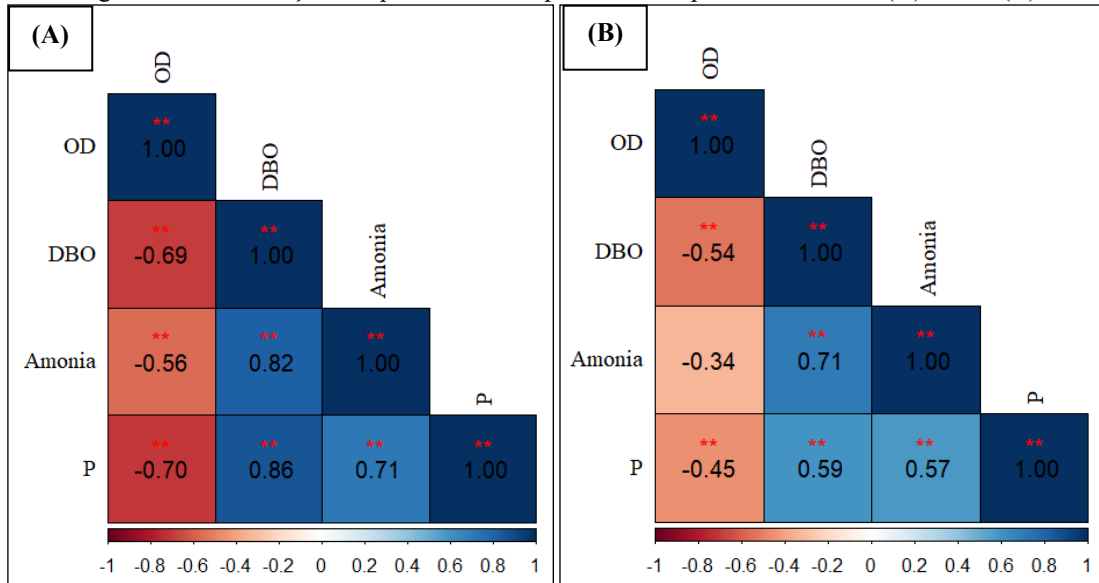
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir dos dados de monitoramento da água, foi possível aplicar as técnicas de estatísticas multivariadas, que evidenciaram padrões e relações entre os parâmetros de qualidade da água na bacia do rio Ipojuca. Dessa forma, considerando as condições observadas nos períodos seco e chuvoso, foi possível compreender as condições ambientais e antrópicos sobre a qualidade da água na bacia hidrográfica em questão, visando a elaboração de medidas de gestão para intervenção.

Inicialmente, na Figura 3.3 é apresentada a correlação entre os parâmetros de qualidade da água – oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), amônia e fósforo – na bacia do rio Ipojuca, durante os períodos chuvoso (A) e seco (B). No período chuvoso, observa-se uma correlação negativa significativa entre OD e os outros parâmetros,

especialmente com DBO (-0,69) e fósforo (-0,70), indicando que a presença de matéria orgânica e nutrientes reduz a concentração de oxigênio dissolvido na água. Ademais, há uma forte correlação positiva entre DBO e fósforo (0,86), sugerindo que a carga orgânica está diretamente relacionada à presença de nutrientes, que podem ser oriundos de escoamentos agrícolas ou industriais.

Figura 3.3 – Correlação dos parâmetros de qualidade nos períodos chuvoso (A) e seco (B)



Fonte: O Autor (2025).

Sobre o período seco, a correlação entre OD e DBO permanece negativa (-0,54), mas de menor intensidade em comparação com o período chuvoso. Este fato pode ser atribuído à menor diluição dos poluentes devido à redução do escoamento superficial. As correlações entre DBO, amônia e fósforo são menos intensas na estação seca, refletindo uma menor interação entre esses parâmetros durante o período de menor precipitação.

Essas diferenças entre os períodos de tempo destacam a influência das condições climáticas sobre a qualidade da água, onde o período chuvoso intensifica as correlações entre os parâmetros devido ao maior escoamento de poluentes para os corpos d'água. Em contrapartida, no período seco, a redução do fluxo hídrico limita a dispersão dos poluentes, resultando em correlações menos acentuadas.

Na Figura 3.4 ilustra-se a análise de componentes principais (ACP) dos parâmetros de qualidade de água na bacia do rio Ipojuca durante os períodos chuvoso e seco. No período chuvoso, o primeiro componente principal (PC1) explica 80,95% da variância total dos dados, enquanto o segundo componente principal (PC2) explica 10,20%. Em conjunto, esses componentes capturam uma parcela significativa da variabilidade total dos parâmetros

analisados, indicando que a ACP é eficaz em reduzir a dimensionalidade dos dados enquanto preserva informações essenciais.

Os parâmetros DBO e amônia estão fortemente correlacionados com o PC1, sugerindo que estes são os principais fatores que influenciam a variação na qualidade da água durante o período chuvoso. A presença de um outlier, o ponto IP-49, destaca uma possível anomalia ou uma fonte pontual de poluição distinta dos outros pontos de monitoramento. Este ponto, localizado entre os municípios de Caruaru e Bezerros, é uma área de intenso desenvolvimento industrial, o que pode explicar sua discrepância em relação aos demais pontos.

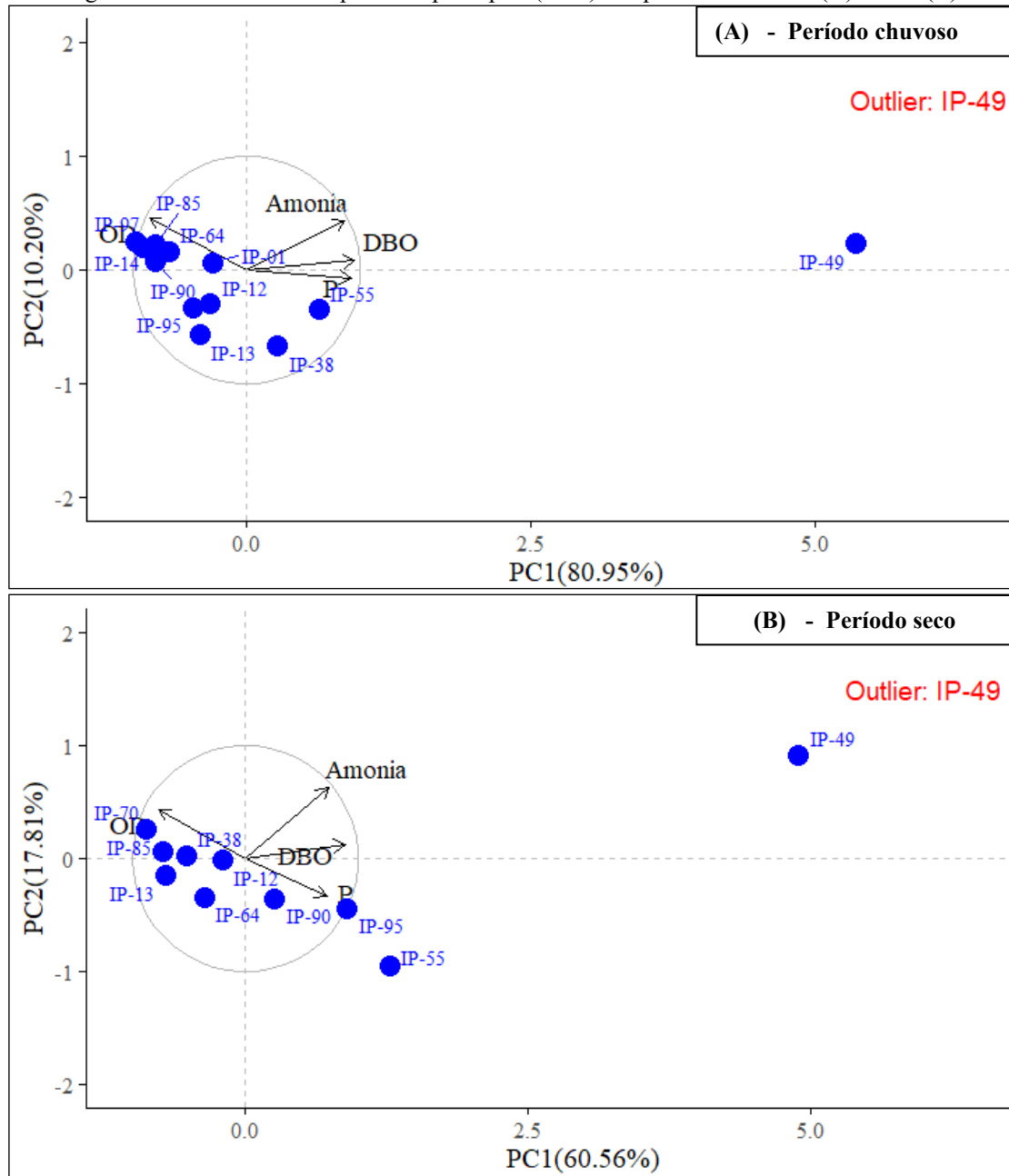
Durante o período seco, conforme ilustrado na Figura 3.4, a variância explicada por PC1 é de 60,56%, e por PC2 é de 17,81%, refletindo uma distribuição ligeiramente diferente da variabilidade dos dados em comparação com o período chuvoso. A menor proporção da variância explicada por PC1 no período seco pode indicar que a qualidade da água é influenciada por uma combinação mais diversificada de fatores. Novamente, DBO e amônia são os principais parâmetros associados a PC1, o que sugere que a carga orgânica e a concentração de compostos nitrogenados continuam a ser determinantes críticos da qualidade da água. O ponto IP-49 também se destaca como outlier nesta estação, reforçando a necessidade de uma investigação detalhada para compreender as causas subjacentes dessa variação atípica. A presença consistente do ponto IP-49 como outlier em ambos os períodos de tempo sugerem que este representa uma área com condições ambientais específicas ou uma influência antrópica persistente que requer atenção.

Outros pontos de monitoramento, como IP-13 e IP-14, situados em áreas de interesse ambiental e brejos de altitude no rio Bitury, mostram uma distribuição mais próxima na ACP, indicando uma homogeneidade relativa nos parâmetros de qualidade da água, possivelmente devido à menor pressão antrópica e à proteção natural oferecida pelas condições de altitude. Pontos como IP-70 e IP-90, localizados próximo a usinas agroindustriais, mostram variações nos componentes principais que refletem a influência significativa da atividade agroindustrial na qualidade da água, especialmente em termos de nutrientes e matéria orgânica dissolvida.

Em estudo conduzido por Benkov *et al.* (2023) na bacia hidrográfica do rio Struma, Bulgária, também foi utilizada a análise de componentes principais (ACP) para analisar a influência de diferentes fontes de contaminação sobre a qualidade da água ao longo do curso do rio. Os resultados indicaram que, nos trechos superiores, não foram observados impactos significativos de origem urbana ou industrial. No entanto, no curso médio, verificou-se que as principais pressões antropogênicas estavam associadas às emissões urbanas, como o despejo de esgotos. A ACP permitiu identificar que alguns tributários, como o rio Banshtitsa, apresentaram

concentrações elevadas de fósforo (PO_4^{3-}) e carbono orgânico total, evidenciando a influência de efluentes urbanos e industriais.

Figura 3.4 – Análise de componentes principais (ACP) nos períodos chuvoso (A) e seco (B)



Fonte: O Autor (2025).

Zavareh, Maggioni e Sokolov (2021) aplicaram a ACP em dez bacias hidrográficas localizadas no Distrito de Columbia, Maryland e Virgínia (EUA), com a finalidade de identificar os principais indicadores que influenciam a variação da qualidade da água. Os resultados demonstraram que, para a maioria das bacias analisadas, apenas os dois primeiros componentes principais foram suficientes para explicar grande parte da variabilidade dos dados, exceto na bacia menos urbanizada, coberta predominantemente por florestas. Nesse caso, a ACP

revelou uma relação espacial mais complexa entre os processos hidrológicos e os parâmetros de qualidade da água devido à presença de vegetação densa, que modifica significativamente os padrões de infiltração e escoamento superficial. Assim, a ACP contribuiu para evidenciar a importância da variabilidade espacial na qualidade da água e como diferentes fatores podem ser dominantes dependendo do grau de urbanização da bacia.

No trabalho realizado por Hammoumi *et al.* (2024) no Canal de Nador, em Marrocos, a ACP foi utilizada para identificar as principais influências sazonais sobre a qualidade da água. Os resultados mostraram que durante o verão, a qualidade da água foi amplamente influenciada por íons principais, como magnésio, sódio e cálcio, refletindo tanto fontes naturais quanto antropogênicas. Já no inverno, a ACP revelou que metais pesados e nutrientes tiveram um papel preponderante, evidenciando contaminação por efluentes industriais e escoamento agrícola. A ACP também demonstrou que a variação sazonal nos padrões de qualidade da água está fortemente associada às mudanças nos padrões de precipitação e à dinâmica dos usos do solo na região. Esses resultados reforçam a necessidade de práticas agrícolas sustentáveis e estratégias eficazes de gerenciamento da água para mitigar os impactos negativos sobre a qualidade da água.

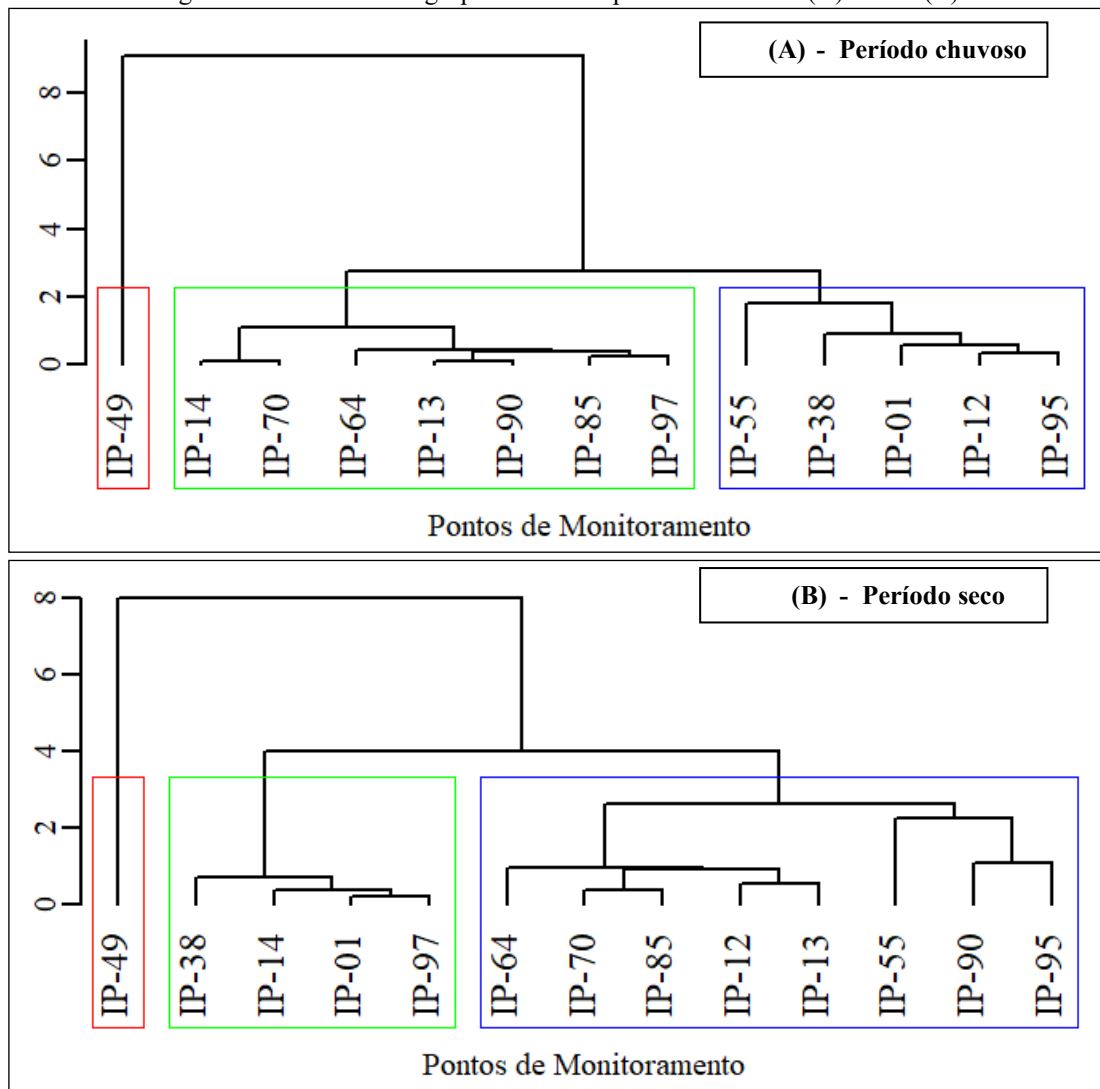
Portanto, assim como em diversos estudos, a análise sazonal e espacial na bacia hidrográfica do rio Ipojuca também revela que, embora a magnitude da variância explicada pelos componentes principais varie entre as estações, os fatores determinantes principais permanecem consistentes, indicando uma contínua pressão sobre a qualidade da água. Neste contexto, destaca-se a importância de monitorar parâmetros como DBO e amônia para entender as dinâmicas de qualidade da água na área em questão. Esses resultados fornecem informações essenciais para a gestão de recursos hídricos e a implementação de políticas de mitigação de poluição.

Na Figura 3.5 ilustra-se a análise de agrupamentos dos pontos de monitoramento da qualidade da água no rio Ipojuca, realizada tanto para o período chuvoso (A) quanto para o período seco (B). Na estação chuvosa, observa-se que os pontos de monitoramento se organizam em três grupos principais. O ponto IP-49 aparece isolado em um grupo distinto, reforçando sua classificação como um outlier, conforme já indicado na ACP, de ambos períodos.

Esse isolamento do ponto IP-49 sugere que as condições ambientais ou as pressões antrópicas nesse local, situado entre Caruaru e Bezerros, são significativamente diferentes dos demais pontos de monitoramento, possivelmente devido à influência do polo industrial presente nessa região. Os demais pontos se agrupam em dois clusters principais, indicando uma homogeneidade relativa nos parâmetros de qualidade da água entre eles. Esse padrão de

agrupamento possivelmente está associado a características hidrológicas e geográficas semelhantes ou à influência de fontes de poluição comuns durante o período chuvoso.

Figura 3.5 – Análise de agrupamentos nos períodos chuvoso (A) e seco (B)



Fonte: O Autor (2025).

No período seco, a análise de agrupamentos evidencia uma configuração análoga à verificada no período chuvoso, com a formação de três conjuntos distintos, embora apresente variações na distribuição interna dos clusters (Figura 3.5B). O ponto IP-49 mantém-se isolado, reiterando sua singularidade frente aos demais locais de monitoramento, independentemente das condições sazonais. Os demais pontos se organizam em dois grupos principais, diferenciados em relação àqueles formados durante a estação úmida.

Na fase chuvosa, observam-se agrupamentos compostos por IP-38, IP-55, IP-95 e IP-12, vinculados a áreas de pecuária e agroindústria, que se unem a pontos como o IP-01, localizado em região de relevância ambiental. Tal configuração sugere que, sob maior

intensidade pluviométrica, o escoamento superficial tende a uniformizar os impactos, fazendo com que áreas com distintos tipos de uso do solo apresentem padrões semelhantes de qualidade hídrica. Dinâmica semelhante se verifica para IP-70, IP-85 e novamente IP-95, situados em zonas de uso agrícola, urbano e industrial, que se integram a IP-13 e IP-14, ambos em áreas de brejo de altitude com reconhecido interesse ambiental.

Por outro lado, durante a estação seca, a concentração dos pontos em agrupamentos mais coesos revela uma menor dispersão nos parâmetros analisados. Nesse contexto, locais de elevado valor ambiental, como IP-01, IP-14 e IP-97, assumem maior influência na estrutura de similaridade, possivelmente em função da atenuação do efeito diluidor das precipitações, formando um conjunto que inclui o IP-38, onde há atividade pecuária de corte, sendo este o único ponto com presença significativa de intervenção antrópica dentro do grupo. Já o terceiro agrupamento, composto por pontos urbanos e agroindustriais, como IP-12, IP-70, IP-85 e IP-90, reforça a constância da influência das atividades humanas mesmo em condições de menor precipitação.

Essas distinções entre os períodos chuvoso e seco ressaltam a complexidade da dinâmica sazonal da qualidade da água na bacia do rio Ipojuca. Elementos como padrões de uso do solo, práticas econômicas e variabilidade climática interagem de modo intrincado, condicionando a distribuição espacial dos poluentes e os arranjos formados nos agrupamentos. A alternância de configuração dos clusters entre as estações indica que fatores sazonais desempenham papel determinante na definição da qualidade hídrica e, conseqüentemente, na similaridade entre os pontos de monitoramento. A estação seca, caracterizada pela redução dos fluxos e pela maior concentração de contaminantes, tende a acentuar as disparidades entre os locais analisados, transformando a dinâmica de associação entre os grupos.

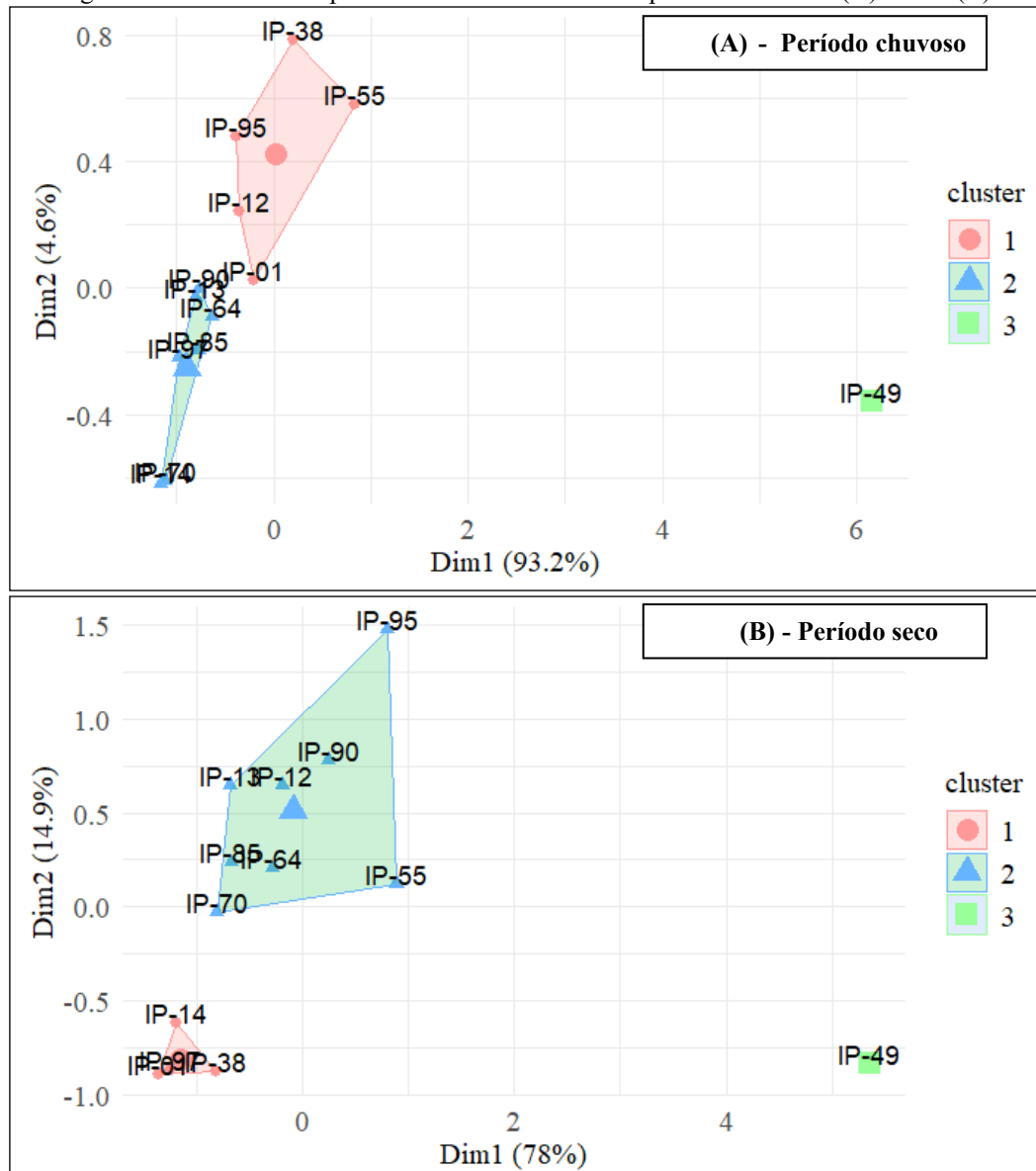
Deste modo, a análise de agrupamentos apresentada na Figura 3.5 corrobora os resultados da ACP, destacando o ponto IP-49 como uma área de preocupação ambiental distinta e indicando padrões de similaridade e diferenciação entre os pontos de monitoramento que variam sazonalmente. Esses resultados sugerem a necessidade de intervenções direcionadas em áreas de maior risco, como o entorno do ponto IP-49, para mitigar impactos ambientais adversos.

Na Figura 3.6 demonstra-se a análise de agrupamentos realizada na bacia do rio Ipojuca, apontando a distância dos três grupos distintos identificados, relacionados aos pontos de monitoramento. O ponto IP-49 que emergiu como a área de maior prioridade para intervenções está localizado estrategicamente entre os municípios de Caruaru e Bezerros, região caracterizada pela intensa atividade industrial, o que exerce uma pressão significativa sobre a

qualidade da água local. Durante o período seco, os impactos negativos provenientes do polo industrial são ainda mais evidentes, agravando as condições de qualidade da água e destacando a necessidade urgente de medidas corretivas.

Os outros grupos formados incluem pontos em regiões predominantemente agroindustriais e de policultura, como IP-70, IP-90 e IP-95, que, embora também afetados, apresentam condições menos críticas quando comparados ao grupo do ponto IP-49. As áreas de interesse ambiental, como IP-13 e IP-14, situadas em brejos de altitude e de importância ecológica, foram identificadas em outro grupo, demonstrando uma menor influência de atividades antrópicas, mas ainda assim, suscetíveis a degradação em períodos chuvosos devido ao escoamento superficial.

Figura 3.6 – Clusters dos pontos de monitoramento nos períodos chuvoso (A) e seco (B)



Fonte: O Autor (2025).

Considerando as condições apresentadas, a implementação de medidas de intervenção, como a construção de estações de tratamento de esgoto, deve ser priorizada no grupo que inclui o ponto IP-49. Este grupo, devido à sua localização e contexto industrial, representa o maior risco de comprometimento da qualidade da água e, conseqüentemente, demanda ações imediatas para mitigar os impactos ambientais.

A construção de ETEs modernas e eficientes, capazes de tratar tanto os efluentes domésticos quanto industriais, é fundamental para reduzir a carga poluidora lançada no rio Ipojuca. Dessa forma, essa abordagem estratégica para intervenções nos outros grupos deve considerar as especificidades de cada área, garantindo uma gestão eficiente e sustentável dos recursos hídricos da bacia do rio Ipojuca.

Nos agrupamentos em que prevalecem atividades agroindustriais e agrícolas, a abordagem de gestão ambiental deve contemplar práticas de manejo sustentável do solo e da água, incluindo a adoção de técnicas de agricultura conservacionista, bem como a implementação de barreiras vegetativas destinadas a mitigar o escoamento superficial e a lixiviação de nutrientes. Paralelamente, programas de educação ambiental e iniciativas de capacitação de produtores acerca do uso criterioso de fertilizantes e defensivos agrícolas constituem instrumentos indispensáveis para a redução dos impactos advindos da poluição difusa.

Contudo, é igualmente necessário considerar o caráter acumulativo da poluição ao longo do curso do rio, uma vez que as cargas transportadas a montante tendem a se somar às pressões ambientais existentes a jusante, intensificando a degradação da qualidade hídrica. Essa dinâmica, entretanto, não se manifesta de maneira linear, pois o sistema fluvial dispõe de certo poder de autodepuração, cuja eficácia varia em função das condições hidrológicas, geomorfológicas e biogeoquímicas presentes em cada trecho do rio. Assim, as características locais e espaciais exercem papel determinante, produzindo respostas diferenciadas e revelando comportamentos específicos que refletem tanto a resiliência quanto a vulnerabilidade dos ecossistemas aquáticos frente às pressões antrópicas.

Em pesquisa de Levin, Curtis e Woodford (2024), conduzida na bacia hidrográfica do rio Gwathle, na África do Sul, a análise de agrupamentos foi aplicada para distinguir grupos de pontos de monitoramento a partir de variáveis de qualidade da água e de fatores ambientais dominantes em diferentes escalas. A análise revelou três grupos principais: regiões pristinas, áreas moderadamente impactadas e trechos fortemente influenciados pela mineração. Neste caso, a mineração consiste em uma das principais fontes de poluição reveladas pelos

agrupamentos gerados. A associação entre os parâmetros de qualidade da água e os estressores ambientais, demonstra que a concentração de amônio estava fortemente relacionada ao estresse urbano, enquanto o cobre apresentava aumento significativo nas áreas de mineração e agricultura. Com isso, a técnicas estatística utilizada possibilitou a distinção clara entre áreas menos e mais impactadas, reforçando a necessidade de abordagens de gestão adaptativas para diferentes níveis de degradação ambiental.

Ademais, o estudo de Kwon e Jo (2023), realizado na bacia do rio Nam, na Coreia do Sul, também utilizou a análise de agrupamentos para classificar 13 pontos de monitoramento em três grupos distintos com base no uso e ocupação do solo. A análise demonstrou que a urbanização e as atividades humanas desempenharam um papel crucial na definição das características da bacia hidrográfica, influenciando diretamente os agrupamentos identificados. O Cluster 1, composto por pontos de monitoramento com menor grau de urbanização e maior cobertura florestal, apresentou melhores condições de qualidade da água. Em contrapartida, o Cluster 3, caracterizado por maior urbanização e menor cobertura florestal, apresentou impactos mais expressivos sobre a qualidade da água. A correlação inversa entre cobertura florestal e qualidade da água reforça a importância da vegetação na mitigação dos impactos da urbanização e da atividade agrícola.

Especificamente no contexto da bacia do rio Ipojuca, os desafios mais significativos, que possuem relação com a urbanização e o crescimento industrial, estão relacionados à coleta e tratamento de esgoto, especialmente nos municípios de Caruaru e Bezerros. Em Caruaru, a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Rendeiras, localizada no bairro homônimo, possui capacidade para tratar 450 litros de esgoto por segundo. Contudo, essa capacidade não é suficiente para atender a toda a demanda da cidade, resultando em parte do esgoto sendo lançado sem o devido tratamento nos corpos hídricos da região.

Em Bezerros, a situação é ainda mais crítica, pois o município não dispõe de uma ETE em operação, o que implica na ausência de tratamento adequado para os efluentes gerados pela população local. Essa carência contribui para a degradação ambiental e representa um risco à saúde pública. Diante desse cenário, torna-se imperativo priorizar a ampliação e universalização dos serviços de coleta e tratamento de esgoto em Caruaru, bem como a implementação de uma ETE em Bezerros. Em Caruaru, a modernização e expansão da ETE Rendeiras são passos fundamentais para aumentar a capacidade de tratamento e assegurar que a totalidade dos efluentes urbanos receba o tratamento adequado antes de ser devolvida ao meio ambiente.

Em Bezerros, a construção de uma ETE também se apresenta como uma necessidade urgente. A Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA) já iniciou obras para a

implantação do sistema de esgotamento sanitário no município, que incluem a construção de uma estação elevatória de esgoto e uma ETE, além da implantação de redes coletoras. Essas iniciativas visam dotar a cidade de infraestrutura capaz de tratar os efluentes gerados, contribuindo para a melhoria da qualidade de vida da população e a preservação dos recursos hídricos.

Em segundo plano, as intervenções devem ser orientadas para a adoção de medidas que visem a mitigação dos impactos decorrentes das atividades agroindustriais, pecuária de corte e manejo agrícola nas áreas de monitoramento. Tais áreas, localizadas ao longo da bacia hidrográfica do Rio Ipojuca, abrangem municípios de relevância estratégica, como Chã Grande, Primavera, Ipojuca, Bezerros, Caruaru, Gravatá, entre outros, que se destacam pela intensa presença das práticas agropecuárias e agroindustriais, sendo essenciais para a sustentabilidade da bacia.

Nos referidos municípios, especialmente em Chã Grande, Primavera e Ipojuca, onde se observa uma forte predominância das atividades agroindustriais e agrícolas, além da pecuária de corte, como evidenciado nos pontos de monitoramento IP-12 (pecuária leiteira, na ponte da PE-180, entre Belo Jardim e São Bento do Una), IP-38 (pecuária de corte, nas proximidades da Fazenda Pato Branco, em São Caetano), IP-49 (urbana/industrial, em Caruaru), IP-55 (pecuária de corte, na ponte da BR-232, a montante de Gravatá), IP-64 (policultura, à jusante de Chã Grande) e IP-70 (agroindústria, à jusante da Usina União Indústria, em Primavera), torna-se imperativo adotar práticas de manejo sustentável do solo e da água, a fim de mitigar os impactos adversos dessas atividades sobre a qualidade da água.

A implementação da agricultura de conservação emerge como uma abordagem de destaque, sendo eficaz para a preservação da estrutura do solo, a redução da erosão e a manutenção da umidade, assegurando a continuidade das atividades agrícolas de forma sustentável. Tal prática abrange a adoção de técnicas como a cobertura permanente do solo, a rotação de culturas e a minimização do revolvimento do solo (Albou *et al.*, 2024), as quais são essenciais para a recuperação da qualidade da água nos corpos hídricos, especialmente nos pontos IP-12 e IP-64, onde as atividades de pecuária e agricultura intensiva são predominantes. Essas práticas contribuem diretamente para a redução da lixiviação de nutrientes, especialmente nas áreas de cultivo e pastagem, prevenindo a eutrofização dos corpos hídricos e a intensificação da poluição difusa e o risco ecológico, conforme apontam diversos autores (Morgado *et al.*, 2023; Gallego *et al.*, 2024).

A implantação de barreiras de vegetação ao longo das margens dos cursos d'água se configura como uma intervenção fundamental para mitigar o escoamento superficial e a

lixiviação de nutrientes, que são fatores frequentemente responsáveis pela degradação dos corpos hídricos. Essas faixas vegetais atuam como filtros naturais, retendo sedimentos e nutrientes antes que alcancem os rios, funcionando assim como um mecanismo de proteção ambiental (Alegbeleye; Sant’Ana, 2023). Essa medida possui particular relevância nos pontos IP-49 (Caruaru), IP-55 (Gravatá) e IP-70 (Primavera), áreas que abrigam grande concentração de atividades industriais e agroindustriais, as quais frequentemente liberam poluentes e resíduos. Assim, a vegetação implementada tem o potencial de promover a retenção de sedimentos e nutrientes, melhorar substancialmente a qualidade da água e proteger os ecossistemas aquáticos, reduzindo a poluição difusa originada da agropecuária e da agroindústria.

Nos pontos de monitoramento como IP-85 (Escada) e IP-90 e IP-95 (Ipojuca), áreas onde a agroindústria e a urbanização apresentam grande impacto ambiental, torna-se imprescindível a promoção de práticas de gestão sustentável que contemplem o controle rigoroso dos efluentes e resíduos industriais, além da implementação de tecnologias limpas que minimizem a contaminação das águas. A criação de sistemas eficientes de tratamento de águas residuais e a adoção de práticas sustentáveis no manejo agropecuário, particularmente em locais de grande atividade industrial como esses, são vitais para prevenir a poluição dos corpos hídricos e garantir a proteção dos recursos hídricos.

Essas intervenções, além de beneficiarem o meio ambiente, promovem a resiliência das atividades agroindustriais e agrícolas frente às mudanças climáticas e às crescentes demandas por sustentabilidade ambiental. As práticas sustentáveis implantadas nas áreas de monitoramento, como no IP-64 (Chã Grande), onde a policultura desempenha papel de destaque, no IP-70 (Primavera), e no IP-12 (Belo Jardim), são essenciais para a conservação dos recursos hídricos e a garantia da sustentabilidade das atividades produtivas, assegurando simultaneamente a qualidade da água e a preservação dos ecossistemas locais.

Em terceiro plano, as áreas de interesse ambiental, abrangendo os pontos de monitoramento IP-01, IP-13, IP-14 e IP-97, destacam-se por sua singularidade ecológica, representando locais de elevado valor para a preservação ambiental. O ponto IP-01, situado na nascente do rio Ipojuca, no Sítio Pedreira, em Arcoverde, é considerado um ponto crítico para a qualidade hídrica, sendo uma fonte primária que requer cuidados especiais. Os pontos IP-13 e IP-14, localizados nos brejos de altitude ao longo do rio Bitury, em Belo Jardim, são áreas de grande relevância ecológica, com vegetação nativa e um ecossistema sensível, embora com uma exposição menor a pressões antrópicas. Já o ponto IP-97, no estuário do rio Ipojuca, em Suape, está inserido em uma zona de transição entre os ambientes marinho e fluvial, com alta

biodiversidade e susceptível a impactos de atividades humanas, especialmente as de natureza industrial e portuária.

Essas áreas, apesar de sua importância ecológica, em diversas bacias hidrográficas próximas a áreas urbanizadas e de intensivo uso agrícola, enfrentam diferentes formas de degradação a partir do escoamento superficial de sedimentos e poluentes, especialmente durante os períodos chuvosos (Sobczak *et al.*, 2013). A vulnerabilidade desses ecossistemas demanda uma abordagem integrada e multidisciplinar para sua proteção e recuperação, principalmente em decorrência de intensificação das diferentes atividades humanas nas proximidades.

Deste modo, a intervenção proposta consiste na implementação de faixas de vegetação ripária ao longo das margens dos corpos d'água, tanto nas áreas de nascente, como no caso do IP-01, quanto nos trechos de brejo de altitude, representados pelos pontos IP-13 e IP-14. Estas faixas funcionariam como barreiras naturais contra a erosão e o transporte de sedimentos, além de desempenharem um papel crucial na filtragem de nutrientes e contaminantes provenientes de atividades nas áreas adjacentes, como a pecuária e a agricultura. Para o ponto IP-97, no estuário, as faixas ripárias também ajudariam na proteção dos ecossistemas aquáticos, mitigando o impacto da poluição difusa e garantindo a preservação da qualidade da água.

Outrossim, é imperativo adotar estratégias de restauração ecológica, com foco no plantio de espécies nativas adaptadas aos brejos de altitude, como as localizadas nos pontos IP-13 e IP-14, para promover a recuperação da vegetação original e restabelecer as funções ambientais essenciais desses ecossistemas. No IP-01, a proteção da nascente e seu entorno pode ser reforçada com a recuperação da vegetação ripária, garantindo a qualidade da água ao longo do rio Ipojuca.

Diante destes grupos formados de acordo com as técnicas de estatísticas multivariadas, no Quadro 3.2 é apresentado um resumo das medidas de intervenção discutidas para os referidos três grupos organizados em prioridade. Assim, o primeiro grupo foca na ampliação e universalização dos serviços de coleta e tratamento de esgoto nos municípios de Caruaru e Bezerros, com destaque para a modernização da ETE Rendeiras em Caruaru e a construção de uma nova ETE em Bezerros, visando aumentar a capacidade de tratamento. O segundo grupo prioriza a adoção de práticas de manejo sustentável do solo e da água em municípios como Chã Grande, Primavera e Ipojuca, com a implementação de estratégias como agricultura de conservação e barreiras vegetativas ao longo das margens dos rios, visando reduzir a erosão e a lixiviação de nutrientes. Ademais, o terceiro grupo propõe a implementação de faixas de vegetação ripária e a restauração ecológica de áreas degradadas, utilizando o plantio de espécies

nativas e promovendo a fiscalização rigorosa das atividades nas áreas adjacentes para garantir a recuperação e a proteção dos ecossistemas aquáticos.

Quadro 3.2 – Resumo de possíveis intervenções para mitigação dos efeitos da poluição no rio Ipojuca

Prioridade	Descrição
Primeiro grupo	- Ampliação e universalização dos serviços de coleta e tratamento de esgoto em Caruaru e Bezerros. - Modernização e expansão da ETE Rendeiras em Caruaru para aumentar a capacidade de tratamento. - Construção de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) em Bezerros, com a implantação de redes coletoras e estação elevatória de esgoto.
Segundo grupo	- Adoção de práticas de manejo sustentável do solo e da água nos municípios de Chã Grande, Primavera e Ipojuca, incluindo agricultura de conservação (cobertura permanente do solo, rotação de culturas e minimização do revolvimento do solo). - Implementação de barreiras vegetativas ao longo das margens dos rios e cursos d'água para reduzir o escoamento superficial e a lixiviação de nutrientes.
Terceiro grupo	- Implementação de faixas de vegetação ripária ao longo das margens dos corpos d'água, reservatórios e açudes, como amortecedores naturais contra erosão e transporte de sedimentos. - Restauração ecológica das áreas degradadas com o plantio de espécies nativas adaptadas aos brejos de altitude. - Fiscalização das atividades nas áreas adjacentes para prevenir a degradação e fortalecer a recuperação natural.

Fonte: O Autor (2025).

Diante dos resultados obtidos com a aplicação da ACP e da análise de agrupamentos, evidencia-se a importância da implementação de práticas de manejo sustentável e da infraestrutura de saneamento para a melhoria da qualidade da água na bacia do rio Ipojuca. A análise das diferentes áreas de monitoramento evidenciou que, enquanto algumas regiões enfrentam desafios significativos devido as atividades industriais, outros locais dispõem de poluição difusa proveniente de atividades agropecuárias e agroindustriais e, demais áreas, possuem características ambientais mais sensíveis, como brejos de altitude, que necessitam de intervenções focadas na preservação dos recursos hídricos e na mitigação de impactos causados por processos de degradação.

A adoção de estratégias como a agricultura de conservação, a implementação de faixas de vegetação ripária e a restauração ecológica se mostraram medidas essenciais para o controle da erosão, a retenção de nutrientes e a proteção da biodiversidade local, resultando em um ambiente mais resiliente e com maior capacidade de recuperação. Em contrapartida, as intervenções voltadas para o tratamento de esgoto e a ampliação das redes de saneamento nas áreas urbanas, como Caruaru e Bezerros, são fundamentais para reduzir a carga de poluentes nos corpos d'água. A modernização e expansão da ETE Rendeiras em Caruaru, juntamente com a construção de uma nova estação de tratamento de esgoto em Bezerros, representam um passo significativo para o aprimoramento da gestão da qualidade da água.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise dos parâmetros de qualidade da água na bacia do rio Ipojuca proporcionou informações importantes sobre as dinâmicas espaciais e sazonais que influenciam a qualidade hídrica da região. A combinação das análises de componentes principais (ACP) e de análise de agrupamentos permitiu caracterizar padrões distintos de variação nos parâmetros de qualidade da água, com destaque para a consistência dos principais fatores determinantes, como a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a amônia. A presença do ponto IP-49 como outlier, tanto no período chuvoso quanto no período seco, constituiu em uma relevante evidência, sugerindo a necessidade de uma investigação aprofundada para compreender as fontes e os impactos ambientais específicos dessa área. As atividades industriais concentradas entre os municípios de Caruaru e Bezerros possivelmente são uma das principais causas dessa discrepância, o que justifica a priorização de ações corretivas e de controle.

À luz dos resultados obtidos, é patente a necessidade de intervenções direcionadas nas áreas mais críticas identificadas, com ênfase no entorno do ponto IP-49, onde a pressão antrópica é particularmente acentuada. A implementação de estações de tratamento de esgoto (ETE) eficientes, tanto para esgoto doméstico quanto industrial, é essencial para mitigar a carga poluidora lançada no rio. A adoção de práticas de manejo sustentável, como a agricultura de conservação e o uso de barreiras vegetativas ao longo das margens dos corpos d'água, deve ser incentivada nas áreas agrícolas e agroindustriais, a fim de reduzir os impactos da poluição difusa.

Adicionalmente, a análise sazonal também ressalta a importância de estratégias de manejo que considerem as variações nas condições climáticas, uma vez que, durante o período seco, a concentração de poluentes tende a ser mais pronunciada, exacerbando os efeitos adversos das atividades humanas sobre a qualidade da água. Portanto, é contundente que as políticas de gestão de recursos hídricos na bacia do rio Ipojuca integrem essas abordagens, visando a recuperação e a preservação da qualidade da água, além de promover a sustentabilidade ambiental da região.

REFERÊNCIAS

ALBOU, E. M.; ABDELLAOUI, M.; ABDAOUI, A.; AIT BOUGHROUS, A. Agricultural Practices and their Impact on Aquatic Ecosystems – A Mini-Review. **Ecological Engineering & Environmental Technology**, 25(1), 321-331, 2024. DOI: <https://doi.org/10.12912/27197050/175652>.

ALEGBELEYE, O.; SANT'ANA, A. S. Microbiological quality of irrigation water collected from vegetable farms in Sao Paulo, Brazil during the dry and rainy season. **Agricultural Water Management**, volume 279, 108190, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108190>.

ANABA, L. A.; BANADDA, N.; KIGGUNDU, N.; WANYAMA, J.; ENGEL, B.; MORIASI, D. Application of SWAT to assess the effects of land use change in the Murchison Bay Catchment in Uganda. **Computational Water Energy and Environmental Engineering**, vol. 6, no. 1, pp. 24–40, 2017. DOI: <https://doi.org/10.4236/cweee.2017.61003>.

APAC - Agência Pernambucana de Águas e Clima. **Bacias Hidrográficas de Pernambuco: Bacia do Rio Ipojuca**. APAC, Governo de Pernambuco, 2024. Disponível em: <<http://200.238.107.184/bacias-hidrograficas/40-bacias-hidrograficas/222-gl-1>>. Acesso em: dez 2024.

ASHAOLU, E. D.; OLORUNFEMI, J. F.; IFABIYI, I. P. Assessing the spatio-temporal pattern of land use and land cover changes in Osun Drainage Basin, Nigeria. **Journal of Environmental Geography**, vol. 12, no. 1–2, pp. 41–50, 2019. DOI: <https://doi.org/10.2478/jengeo-2019-0005>.

BENKOV, I.; VARBANOV, M.; VENELINOV, T.; TSAKOVSKI, S. Principal Component Analysis and the Water Quality Index — A Powerful Tool for Surface Water Quality Assessment: A Case Study on Struma River Catchment, Bulgaria. **Water**, vol. 15, 1961, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/w15101961>.

BERNARD, P.; ANTOINE, L.; BERNARD, L. Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management-application to a tropical lake system. **Ecological Modelling**, vol. 178, pp. 295–311, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.03.007>.

BUI, L. T.; PHAM, H. T. H. Linking hydrological, hydraulic and water quality models for river water environmental capacity assessment. **Science of the Total Environment**, vol. 857, 159490, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159490>.

CHAO, Z.; WANG, L.; CHE, M.; HOU, S. Effects of different urbanization levels on land surface temperature change: taking Tokyo and Shanghai for example. **Remote Sensing**, vol. 12, no. 12, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12122022>.

CONGREVES, K. A.; HAYES, A.; VERHALLEN, E. A.; VAN EERD, L. L. Long-term impact of tillage and crop rotation on soil health at four temperate agroecosystems. **Soil and Tillage Research**, vol. 152, pp. 17–28, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.03.012>.

CORMACK, R. M. A review of classification. **Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)**, vol. 134, no. 3, pp. 321–367, 1971. DOI: <https://doi.org/10.2307/2344237>.

CPRH - Agência Estadual de Meio Ambiente. **Monitoramento de Qualidade de Água das Bacias Hidrográficas**. CPRH, Governo de Pernambuco, 2022. Disponível em: <<http://www2.cprh.pe.gov.br/monitoramento-ambiental/qualidade-da-agua/bacias-hidrograficas/indices-e-indicadores/>>.

DADA, E.; ORIMOOGUNJE, O. O. I.; ELUDYOIN, O. A. Optical remotely sensed data for mapping variations in cashew plantation distribution and associated land uses in Ogbomoso, Nigeria Southwest. **GeoJournal**, vol. 88 (Suppl 1), pp. 361–376, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10708-023-10861-2>.

DHARANI, M.; SREENIVASULU, G. Land use and land cover change detection by using principal component analysis and morphological operations in remote sensing applications. **International Journal of Computers and Applications**, vol. 43, no. 5, pp. 462–471, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1080/1206212X.2019.1578068>.

FRANÇA, M. V.; MEDEIROS, R. M. Oscilações pluviais na bacia hidrográfica do rio Ipojuca (PE) como fonte alimentadora dos sistemas hidrológicos. **Revista Mirante**, Anápolis (GO), v. 13, n. 2, dez. 2020.

FRANÇA, M. V.; MEDEIROS, R. M.; ARAÚJO, W. R. Erosivity in the Ipojuca river hydrographic basin, PE – Brazil. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 7, p. e931974892, 2020. DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i7.4892>.

EVERITT, B. S.; LANDAU, S.; LEESE, M.; STAHL, D. **Cluster Analysis**, 5th ed. Wiley, 2011.

GALLEGO, J. L.; SHIPLEY, E. R.; VLAHOS, P.; OLIVERO-VERBEL, J. Occurrence and toxicological relevance of pesticides and trace metals in agricultural soils, sediments, and water of the Sogamoso River basin, Colombia. **Chemosphere**, volume 354, 141713, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141713>.

GIRI, S.; QIU, Z.; ZHANG, Z. Assessing the impacts of land use on downstream water quality using a hydrologically sensitive area concept. **Journal of Environmental Management**, vol. 213, pp. 309–319, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.075>.

GIRI, S. Water quality prospective in Twenty First Century: Status of water quality in major river basins, contemporary strategies and impediments: A review. **Environmental Pollution**, vol. 271, 116332, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116332>.

GUPTA, R. P.; TIWARI, R. K.; SAINI, V.; SRIVASTAVA, N. A simplified approach for interpreting principal component images. **Advances in Remote Sensing**, vol. 2, pp. 111–119, 2013. DOI: <https://doi.org/10.4236/ars.2013.22015>.

HAMMOUMI, D.; AL-AIZARI, H.S.; ALARAIDH, I.A.; OKLA, M.K.; ASSAL, M.E.; AL-AIZARI, A.R.; MOSHAB, M.S.; CHAKIRI, S.; BEJJAJI, Z. Seasonal Variations and Assessment of Surface Water Quality Using Water Quality Index (WQI) and Principal Component Analysis (PCA): A Case Study. **Sustainability**, vol. 16, 5644, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/su16135644>.

HONGYU, K.; SANDANIELO, V. L. M.; OLIVEIRA JUNIOR, G. J. Principal Component Analysis: theory, interpretations and applications. **E&S Engineering and Science**, vol. 5, no. 1, pp. 83–90, 2016. DOI: <https://doi.org/10.18607/ES201653398>.

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. **Applied Multivariate Statistical Analysis**, 6th ed. Prentice Hall, 2007.

JOLLIFFE, I. T. **Principal Component Analysis**. Springer, 2011.

KASSAMBARA, A. **Practical guide to cluster analysis in R: unsupervised machine learning**. Sthda, 2017.

KWON, H. G.; JO, C. D. Water quality assessment of the Nam River, Korea, using multivariate statistical analysis and WQI. **International Journal of Environmental Science and Technology**, vol. 20, p. 2487–2502, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13762-023-04756-5>.

LANG, Y.; SONG, W. Quantifying and mapping the responses of selected ecosystem services to projected land use changes. **Ecological Indicators**, vol. 102, pp. 186–198, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.02.019>.

LEVIN, J. C.; CURTIS, C. J.; WOODFORD, D. J. A multi-spatial scale assessment of land-use stress on water quality in headwater streams in the Platinum Belt, South Africa. **Science of The Total Environment**, volume 927, 172180, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172180>.

MACK, L.; ANDERSEN, H. E.; BEKLIOGLU, M.; BUCAK, T.; COUTURE, R. M.; CREMONA, F.; FERREIRA, M. T.; HUTCHINS, M. G.; MISCHKE, U.; MOLINA-NAVARRO, E.; RANKINEN, K.; VENOH, M.; BIRK, S. The future depends on what we do today – Projecting Europe’s surface water quality into three different future scenarios. **Science of the Total Environment**, vol. 668, pp. 470–484, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.251>.

MCROBERTS, R. E.; TOMPPA, E. O.; FINLEY, A. O.; HEIKKINEN, J. Estimating areal means and variances of forest attributes using the k-nearest neighbours technique and satellite imagery. **Remote Sensing of Environment**, vol. 111, pp. 466–480, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.04.002>.

MEDEIROS, R. M. **Fatores provocadores e/ou inibidores de chuva no Estado de Pernambuco**. Recife: Distribuições Avulsas, 2016.

MEDEIROS, R. M.; HOLANDA, R. M.; VIANA, M. A.; SILVA, V. P. Climate classification in Köppen model for the state of Pernambuco - Brazil. **Revista de Geografia**, Recife, v. 35, p. 219 - 234. 2018.

MORGADO, M. G.; PASSOS, C. J. S.; GARNIER, J.; LIMA, L. A.; MENDES, R. A.; SAMSON-BRAIS, E.; LUCOTTE, M. Large-Scale Agriculture and Environmental Pollution of Ground and Surface Water and Sediment by Pesticides in the Brazilian Amazon: the Case of the Santarém Region. **Water, Air, & Soil Pollution**, vol. 234, 150, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06152-8>.

MORRISON, D. **Multivariate Statistical Method**. McGraw-Hill, 1976.

PERNAMBUCO. SECRETARIA DE CIÊNCIA, TECNOLOGIA E MEIO AMBIENTE - SECTMA. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco**. Secretaria de Ciências, Tecnologia e Meio Ambiente. Recife – PE, vol. 1, 2022.

PERNAMBUCO. Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos, do Estado de Pernambuco - SRHE-PE. **Plano Hidroambiental da Bacia do Rio Ipojuca**. SRHE-PE, Governo de Pernambuco, Recife-PE, 2010.

RAMOS-PACHECO, B. S.; CHOQUE-QUISPE, D.; LIGARDA-SAMANEZ, C. A.; SOLANO-REYNOSO, A. M.; CHOQUE-QUISPE, Y.; AGUIRRE LANDA, J. P.; AGREDA CERNA, H. W.; PALOMINO-RINCÓN, H.; TAIPE-PARDO, F.; ZAMALLOA-PUMA, M. M.; ZAMALLOA-PUMA, L. M.; CÁCERES, E. M.; SUMARRIVA-BUSTINZA, L. A.; CHOQUE-QUISPE, K. Water Pollution Indexes Proposal for a High Andean River Using Multivariate Statistics: Case of Chumbao River, Andahuaylas, Apurímac. **Water**, vol. 15, no. 14, 2662, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/w15142662>.

RANJAN, A. Water quality decline in peri-urban areas: a case study of Myorpur block, Uttar Pradesh, India. **GeoJournal**, vol. 89, 98, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10708-024-11100-y>.

REIS, E. **Applied Multivariate Statistics**. Silabo Editions, 2001.

RENCER, A. C. **Methods of Multivariate Analysis**. 2nd ed. John Wiley & Sons, 2002.

ROY, P. S.; RAMACHANDRAN, R. M.; PAUL, O.; THAKUR, P. K.; RAVAN, S.; BEHERA, M. D.; SARANGI, C.; KANAWADE, V. P. Anthropogenic land use and land cover changes—A review on its environmental consequences and climate change. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, vol. 50, no. 8, pp. 1615–1640, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12524-022-01569-w>.

SANTOS, E. F. N.; SOUSA, I. F. Análise estatística multivariada da precipitação do estado de Sergipe através dos fatores e agrupamentos. **Revista Brasileira de Climatologia**, vol. 14, 23, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5380/abclima.v23i0.58267>.

SAXENA, A.; PRASAD, M.; GUPTA, A.; BHARILL, N.; PATEL, O. P.; TIWARI, A.; ER, M. J.; DING, W.; LIN, C. A review of clustering techniques and developments. **Neurocomputing**, vol. 267, pp. 664–681, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.neucom.2017.06.053>.

SILVEIRA, F. G.; SILVA, F. F.; CARNEIRO, P. L. S.; MALHADO, C. H. M. Classificação multivariada de modelos de crescimento para grupos genéticos de ovinos de corte. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, vol. 13, pp. 62–73, 2012.

SOBCZAK, J. R. S.; VALDUGA, A. T.; RESTELLO, R. M.; CARDOSO, R. I. Conservation unit and water quality: the influence of environmental integrity on benthic macroinvertebrate assemblages. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 25(4), p. 442–450, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2013000400009>.

UN - United Nations. **Sustainable Development Goal 6 – Synthesis Report on Water and Sanitation**. United Nations Publications, 2018.

USTAOGLU, F.; TEPE, Y.; TAS, B. Assessment of stream quality and health risk in a subtropical Turkey river system: A combined approach using statistical analysis and water quality index. **Ecological Indicators**, vol. 113, 105815, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105815>.

VENTURA, T.; CAVALIERI, M. A. R. **Diferenciais de salários dentro do Poder Executivo Brasileiro: uma análise de *cluster***. **Revista de Administração Pública**, vol. 55, no. 4, pp. 757–781, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0034-761220190357>.

VIGIAK, O.; UDIAS, A.; PISTOCCHI, A.; ZANNI, M.; ALOE, A.; GRIZZETTI, B. Probability maps of anthropogenic impacts affecting ecological status in European rivers. **Ecological Indicators**, vol. 126, 107684, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107684>.

VOLLMER, D.; BURKHARD, K.; ADEM ESMAIL, B.; GUERRERO, P.; NAGABHATLA, N. Incorporating ecosystem services into water resources management—Tools, policies, promising pathways. **Environmental Management**, vol. 69, no. 4, pp. 627–635, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-022-01640-9>.

YUAN, C.; YANG, H. Research on K-value selection method of K-means clustering algorithm. **J Multidisciplinary Scientific Journal**, vol. 2, pp. 266–235, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/j2020016>.

ZAVAREH, M.; MAGGIONI, V.; SOKOLOV, V. Investigating Water Quality Data Using Principal Component Analysis and Granger Causality. **Water**, vol. 13, 343, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13030343>.

ZHAO, Q.; BAI, J.; HUANG, L.; GU, B.; LU, Q.; GAO, Z. A review of methodologies and success indicators for coastal wetland restoration. **Ecological Indicators**, vol. 60, pp. 442–452, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.07.003>.

CAPÍTULO 4 - MODELAGEM DA QUALIDADE DE ÁGUA NA BACIA DO RIO IPOJUCA A PARTIR DO MODELO QUAL-UFMG: ANÁLISE DO COMPORTAMENTO DA CARGA POLUIDORA E DE NUTRIENTES

Resumo: A poluição hídrica consiste em um dos maiores desafios ambientais globais, impactando negativamente a saúde dos ecossistemas e a disponibilidade de água potável. A compreensão do comportamento da qualidade da água em bacias hidrográficas é fundamental para determinar os efeitos das atividades antrópicas humanas e subsidiar a gestão ambiental. Com isso, este estudo visa realizar a modelagem da qualidade da água no rio Ipojuca utilizando o modelo QUAL-UFMG, focando nas variáveis Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio, Fósforo e Oxigênio Dissolvido (OD), durante os períodos seco e chuvoso. Foram utilizados dados coletados da CPRH entre 2010 e 2019 nos pontos de monitoramento ao longo do rio. O desempenho do modelo foi avaliado por meio de métricas como RMSE, NSE e Pbias. Deste modo, os resultados indicaram que os maiores picos de DBO e menores níveis de OD ocorreram nas proximidades de municípios como São Caetano, Caruaru e Bezerros, áreas fortemente impactadas por atividades industriais e pecuárias. A carga de Nitrogênio e Fósforo, proveniente principalmente de atividades de pecuária, também contribuiu significativamente para a deterioração da qualidade de água. O modelo apresentou melhor desempenho no período seco, refletido por valores de NSE superiores a 0,95 para DBO e OD. No entanto, durante o período chuvoso, o Pbias indicou uma superestimação para alguns parâmetros, apontando a necessidade de ajustes no modelo para captar adequadamente os efeitos das chuvas. Portanto, o modelo QUAL-UFMG demonstrou ser uma ferramenta eficaz para a simulação da qualidade da água no rio Ipojuca, oferecendo subsídios importantes para a gestão hídrica, especialmente em períodos de seca, quando as condições de qualidade são mais críticas. Assim, o referido modelo possui potencial para oferecer subsídios técnicos para a definição de metas de qualidade processo de enquadramento da bacia hidrográfica de acordo com os usos preponderantes existentes.

Palavras-chave: oxigênio dissolvido; demanda bioquímica de oxigênio; parâmetros de qualidade de água; Pernambuco.

1 INTRODUÇÃO

A qualidade da água é um fator determinante para a saúde dos ecossistemas aquáticos e para a disponibilidade de recursos hídricos adequados para uso humano e ambiental (Menezes, 2016). A bacia do Rio Ipojuca, situada no estado de Pernambuco, é uma região de grande importância econômica e ambiental, que enfrenta desafios significativos relacionados à poluição e ao manejo dos recursos hídricos (APAC, 2024). A pressão de atividades como a expansão urbana, práticas agrícolas intensivas e processos industriais tem gerado impactos adversos sobre a qualidade da água, evidenciados pelo aumento das concentrações de poluentes e nutrientes.

A poluição hídrica, particularmente por matéria orgânica e nutrientes, compromete não apenas a qualidade da água, mas também a saúde dos ecossistemas aquáticos e a sustentabilidade dos usos múltiplos da água (Pimpunchat *et al.*, 2009). O manejo adequado dessas questões exige ferramentas analíticas robustas que permitam a modelagem e previsão dos impactos de cargas poluidoras sobre os corpos d'água (Salla *et al.*, 2013; Silva *et al.*, 2017).

De acordo com Braga (2021), a qualidade da água de rios pode ser representada e modelada por intermédio de algumas variáveis físicas, químicas e biológicas. Os principais parâmetros de interesse sanitário são a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio e fósforo. A DBO é definida como a quantidade de oxigênio utilizado no processo aeróbio de organismos decompositores para a decomposição completa da matéria orgânica lançada na água, sendo que o equilíbrio das variáveis de DBO5 e OD leva ao processo ecológico denominado autodepuração (Paredes; Andreau; Solera, 2010). Segundo Von Sperling (2007), a autodepuração consiste no fenômeno vinculado ao reestabelecimento do equilíbrio no meio aquático após as alterações induzidas pelos despejos afluentes.

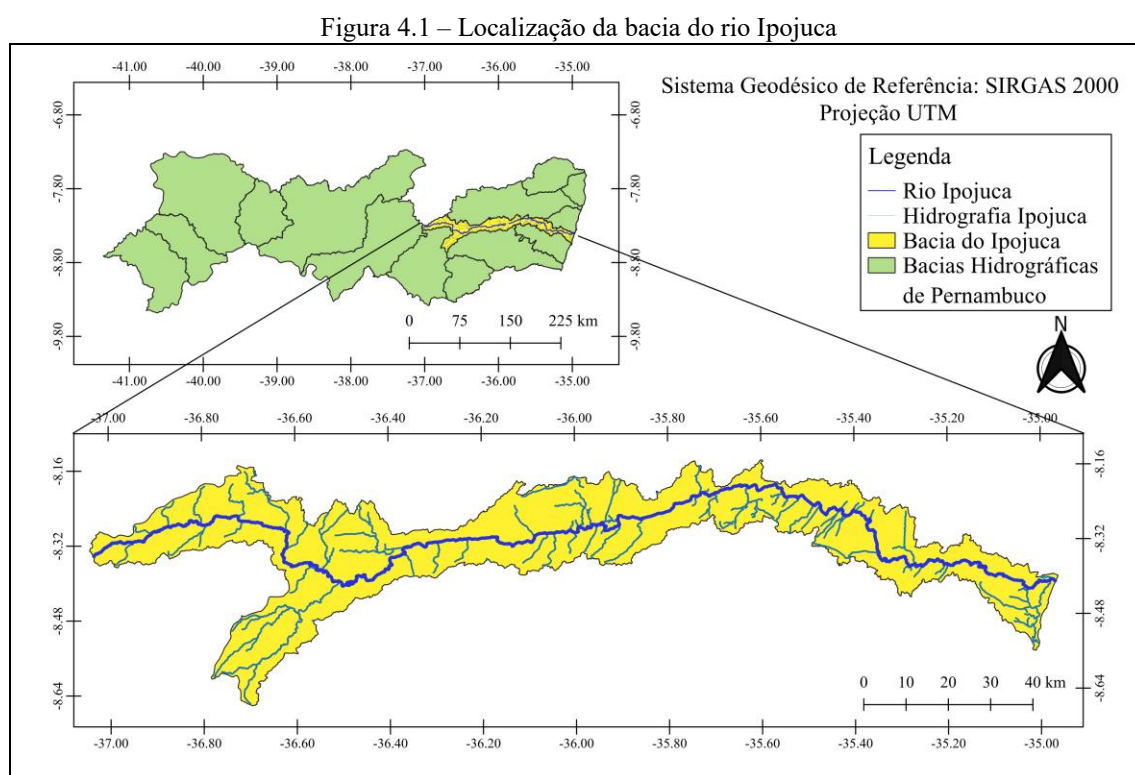
Nesse contexto, a modelagem da qualidade da água se destaca como uma abordagem essencial para avaliar a dinâmica dos poluentes e dos nutrientes, facilitando a formulação de estratégias de gestão e a implementação de medidas corretivas (Von Sperling, 2014). O modelo QUAL-UFMG consiste em uma ferramenta avançada desenvolvida para a simulação de processos relacionados à qualidade da água em corpos hídricos. Este modelo tem se mostrado eficaz em estudos anteriores, oferecendo uma representação detalhada dos processos de transporte e transformação de poluentes (Gomes *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2018). Neste contexto, a aplicação do QUAL-UFMG à bacia do Rio Ipojuca pode fornecer importantes informações sobre o comportamento dos poluentes e dos nutrientes na região, bem como sobre a eficácia das estratégias de manejo propostas.

Diante do exposto, o presente estudo visa realizar a modelagem da qualidade de água da bacia do rio Ipojuca utilizando o modelo QUAL-UFMG, com base em dados detalhados sobre a carga poluidora orgânica e nutrientes coletados ao longo do seu monitoramento. Dessa forma, almeja-se avaliar o desempenho do QUAL-UFMG como ferramenta de suporte à gestão e ao enquadramento da bacia hidrográfica, considerando a sua capacidade de fornecer subsídios para a tomada de decisões.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A bacia do rio Ipojuca, localizada no estado de Pernambuco, consiste em uma unidade hidrográfica de importância regional, abrangendo várias cidades e atividades que desempenham papéis cruciais na economia e no desenvolvimento do estado. Com uma área de aproximadamente 3.435,34 km², a bacia inclui cidades importantes como Ipojuca, Jaboatão dos Guararapes, Cabo de Santo Agostinho, Bezerros e Caruaru. O percurso do rio Ipojuca, com cerca de 320 km, é preponderantemente orientado na direção oeste-leste (APAC, 2024). A Figura 4.1 apresenta a localização da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, no estado de Pernambuco.



A área da bacia do rio Ipojuca possui diversos municípios como Caruaru, Bezerros, Belo Jardim, Escada e Ipojuca, que desempenham papel importante na economia do estado de Pernambuco. A economia da zona urbana é dominada pelo setor terciário, incluindo comércio e serviços, e é impulsionada pelo turismo, especialmente em áreas como Porto de Galinhas, um renomado destino turístico. A indústria também desempenha um papel significativo, com a presença de polos industriais, principalmente no entorno de Caruaru, onde se destacam atividades da indústria têxtil. Esse desenvolvimento industrial impõe desafios relacionados à

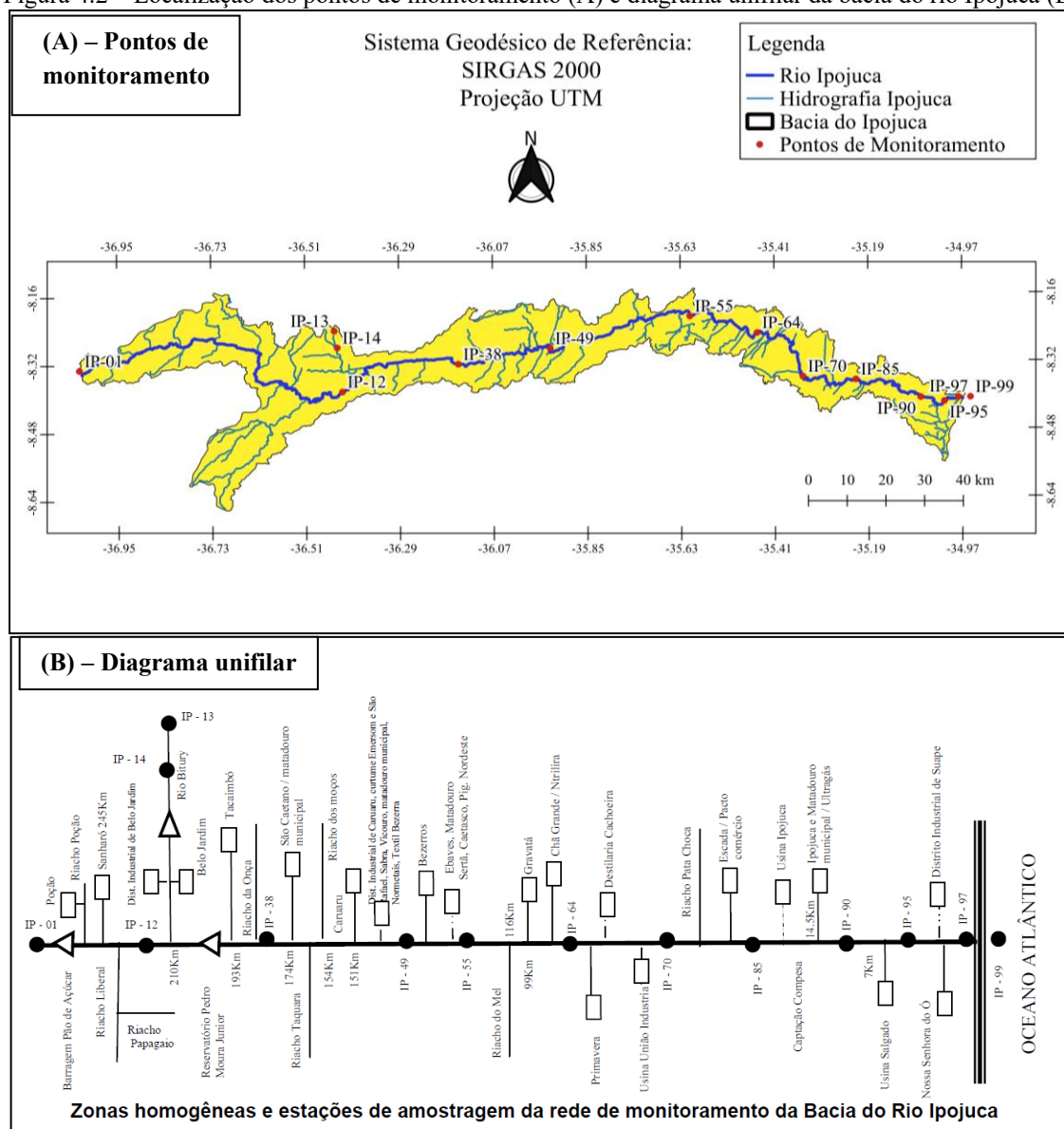
poluição e à necessidade de monitoramento rigoroso dos efluentes para proteger a qualidade da água do Rio Ipojuca e seus afluentes.

Na esfera agrícola, a bacia é caracterizada por práticas que variam conforme a localização e o tipo de solo. As áreas rurais são dedicadas ao cultivo de grãos, frutas e hortaliças. No entanto, a utilização de fertilizantes e defensivos agrícolas pode impactar a qualidade da água, o que torna essencial a adoção de práticas agrícolas sustentáveis para minimizar os efeitos negativos sobre os recursos hídricos.

A Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco (CPRH) realiza o monitoramento da qualidade de água da bacia do rio Ipojuca, a partir de pontos de monitoramento, conforme mostra a Figura 4.2, que apresenta a localização dos pontos e o diagrama unifilar da bacia. No Quadro 4.1 apresenta-se a descrição dos doze pontos monitorados na bacia em estudo, em que são distribuídos em diferentes zonas, com diversos usos do solo, atividades econômicas e interesses.

A análise e distribuição espacial desses pontos é fundamental para compreender as variações na qualidade da água e os impactos das atividades humanas ao longo do curso do rio. Especificamente os locais de monitoramento situados em ambientes de água doce, correspondentes às estações IP-01 até IP-95, foram utilizados para a realização da modelagem da qualidade da água. Ademais, a série histórica de monitoramento corresponde aos anos de 2010 a 2019, com coletas de amostras de água ocorrendo tanto em períodos secos quanto chuvosos.

Figura 4.2 – Localização dos pontos de monitoramento (A) e diagrama unifilar da bacia do rio Ipojuca (B)



Fonte dos dados: CPRH, 2022. Elaboração: (A) o autor (2024) e (B) CPRH (2022).

Quadro 4.1 – Descrição dos pontos de monitoramento

Zona homogênea	Estação	Corpo d'água	Local
Interesse Ambiental - trecho intermitente	IP-01	Rio Ipojuca	Na nascente do Rio Ipojuca, no Sítio Pedreira, em Arcoverde.
Pecuária Leiteira	IP-12	Rio Ipojuca	Na ponte da PE-180, que liga Belo Jardim a São Bento do Una.
Interesse Ambiental - brejo de altitude	IP-13	Rio Bitury	Nascente no Sítio de Seu Joaquim, na comunidade de Jussara, em Belo Jardim.
Interesse Ambiental - brejo de altitude	IP-14	Rio Bitury	Na ponte sobre o Rio Bitury, à montante do reservatório, em Belo Jardim.
Pecuária de Corte	IP-38	Rio Ipojuca	Na passagem molhada, próximo à Fazenda Pato Branco, à montante de São Caetano.
Urbana/Industrial - trecho intermitente	IP-49	Rio Ipojuca	A jusante da cidade de Caruaru, na Vila do Cedro (COAHB III), na cidade de Caruaru.
Pecuária de Corte	IP-55	Rio Ipojuca	Na ponte da BR-232, a montante de Gravatá, no município de Gravatá.
Policultura	IP-64	Rio Ipojuca	Na ponte à jusante da cidade de Chã Grande, no município de Chã Grande.
Agroindústria	IP-70	Rio Ipojuca	Na ponte à jusante da Usina União Indústria, no município de Primavera.
Urbana – trecho perene	IP-85	Rio Ipojuca	Na ponte BR-101 à jusante da cidade de Escada, no município de Escada.
Agroindústria	IP-90	Rio Ipojuca	Na ponte PE-60 à jusante da Usina Ipojuca, no município de Ipojuca.
Agroindústria	IP-95	Rio Ipojuca	À jusante da Usina Salgado, no município de Ipojuca.
Interesse Ambiental – área estuarina	IP-97	Estuário do Rio Ipojuca	No estuário dos rios Ipojuca e Merepe, em Suape, no município de Ipojuca
Interesse Ambiental – mar	IP-99	Mar sob a influência do Rio Ipojuca	Próximo à desembocadura dos Rios Ipojuca e Merepe, no município de Ipojuca.

Fonte: CPRH (2022).

2.2 Aplicação do modelo QUAL-UFGM

A plataforma QUAL-UFGM foi idealizada por Von Sperling (2007), a partir de uma série de simplificações do modelo QUAL2E, com as equações adaptadas para utilização em planilhas eletrônicas. As principais simplificações do QUAL-UFGM em relação ao QUAL2E incluem a omissão das algas e de todas as suas interações, a utilização do método de integração de Euler e a exclusão da dispersão longitudinal.

O referido modelo consiste em ferramenta de relevante utilidade para analisar o enquadramento dos recursos hídricos, pois permite averiguar a adequação das condições das águas aos usos pretendidos, como abastecimento público, recreação e preservação da vida aquática. Por meio das simulações realizadas, é possível identificar áreas críticas, avaliar a eficácia de medidas de controle de poluição e orientar políticas públicas para a melhoria da qualidade da água, garantindo que os corpos d'água atinjam ou mantenham os padrões desejados de qualidade ambiental.

Neste sentido, o programa é constituído por planilhas eletrônicas online, organizadas em quatro seções distintas, conforme descrito a seguir:

- **FórmulasCoefic:** Esta seção contém todas as fórmulas empregadas na modelagem, juntamente com os intervalos de valores dos coeficientes utilizados nas equações.
- **DiagramaUnifilar:** Seção destinada ao detalhamento do diagrama unifilar do rio, com o objetivo de auxiliar na compreensão do objeto de estudo.
- **RioPrincipal:** Planilha que abriga a modelagem do rio principal, apresentando todos os gráficos e valores resultantes dos cálculos realizados pelo modelo.
- **Tributário1:** Planilha opcional que corresponde à simulação de um tributário, caso este esteja presente no sistema modelado. Na presença de múltiplos tributários, essa planilha deve ser replicada conforme a quantidade existente.

2.2.1 *Dados de entrada*

A modelagem da qualidade de água para estudo, foram empregados dados específicos de parâmetros de qualidade da água, abrangendo Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), amônia, fósforo total, pH, vazão, além das dimensões físicas do corpo hídrico e da região, como altitude, altura e largura do rio. Cada um desses parâmetros foi escolhido por sua importância em refletir a saúde do ecossistema aquático e a capacidade do ambiente em suportar vida, assim como em fornecer informações sobre a presença e o impacto de poluentes.

Foram utilizados os relatórios de monitoramento da qualidade de água da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, divulgados pela Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco (CPRH, 2022) para alimentação e análise de desempenho do modelo. Como dados de entradas dos parâmetros de qualidade, foram utilizados os valores médios dos parâmetros do ponto IP-01, localizado próximo à nascente do rio Ipojuca e dos pontos IP-12 e IP-13, situados no rio Bitury, tributário principal do Ipojuca.

Os dados de monitoramento da qualidade da água, abrangendo o período de 2010 a 2019, foram empregados na etapa de calibração do modelo, permitindo uma análise das condições da bacia ao longo do tempo. Para a etapa de validação, foram utilizados os dados referentes ao período chuvoso de 2008 e ao período seco de 2004, escolhidos por serem os únicos disponíveis com características adequadas e compatíveis para esta finalidade. Essa seleção, embora condicionada pela limitação na disponibilidade de informações históricas, garante a aplicabilidade do modelo em cenários distintos.

As cargas poluidoras de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio e Fósforo provenientes das fontes domésticas, industriais e agrícolas também foram consideradas como fontes de entrada dos esgotos na bacia hidrográfica do rio Ipojuca. O Quadro 4.2 apresenta um resumo das informações para alimentação do modelo QUAL-UFGM e dos dados de entrada utilizados.

Quadro 4.2 – Dados de entrada e informações para aplicação do modelo

Descrição	Dado/Informação
Parâmetros de qualidade	OD, DBO, pH, Amônia, Fósforo Total e Clorofila-a
Parâmetros físicos	Vazão, Largura, Profundidade, Altitude
Cargas poluidoras de origem doméstica, industrial e agrícola	Dados de esgoto, contemplando DBO, Nitrogênio e Fósforo das referidas fontes
Pontos de monitoramento para alimentação do modelo	IP-01, IP-12 e IP-13
Pontos para análise de desempenho do modelo	IP-12, IP-38, IP-49, IP-55, IP-64, IP-70, IP-85, IP-90 e IP-95
Períodos de análise	Cenário 1 – Período Chuvoso Cenário 2 – Período Seco.

Fonte: O Autor (2024).

No que concerne a Vazão, foram utilizadas as informações das estações pluviométricas presente na bacia do rio Ipojuca. As estações em questão foram consultadas no HidroWeb (ANA, 2024), onde a estimou-se a vazão média para o período seco e chuvoso. Especificamente para o tributário da bacia, o rio Bitury, as vazões foram consideradas de acordo com a Nota Técnica da ANA para monitoramento da barragem do referido rio (ANA, 2018). A Tabela 4.1 apresenta os valores de vazões considerados para a bacia do rio Ipojuca, nos dois períodos em estudo.

Tabela 4.1 – Dados de vazão

Estação	Latitude	Longitude	Vazão período seco (m³/s)	Vazão período chuvoso (m³/s)
Sanharó	-8,3656	-36,5603	0,22	1,26
Caruaru	-8,3028	-36,0108	0,87	4,35
Gravatá	-8,2128	-35,6042	2,64	4,55
Pombos	-8,2819	-35,3647	3,41	11,48
Ipojuca	-8,3697	-35,1422	5,16	15,74
Barragem do rio Bitury (Tributário)	-8,3101	-36,4258	0,05	0,43

Fonte: ANA (2018) e ANA (2024).

Dessa forma, os valores médios dos parâmetros de qualidade do período seco e chuvoso dos pontos IP-01, IP-12 e IP-13, bem como as informações de vazão dos referidos períodos sazonais, foram empregadas para alimentar o modelo QUAL-UFGM. Os dados dos demais

pontos, foram utilizados para analisar o desempenho do modelo, a partir de métricas estatísticas que comparam os valores estimados nestes pontos, com os valores observados.

2.2.1.1 Cargas poluidoras

As cargas poluidoras de DBO, Nitrogênio e Fósforo, de origem doméstica, industrial, agrícola e de pecuária, foram utilizadas para simulação no modelo. Acerca da carga de DBO doméstica, esta foi estimada de acordo com Von Sperling (1996), que atribui a cada indivíduo por dia uma contribuição de 0,054 quilogramas de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), ou seja, a contribuição per capita é de 0,054 kg/hab.d. Neste sentido, foram estimadas as cargas domésticas de DBO de cada município que contribui para a bacia do rio Ipojuca, a partir da Equação 1. As cidades que possuem contribuição de esgoto para a bacia do rio Ipojuca estão elencadas na Tabela 4.2.

$$\text{Carga (kg/d)} = \text{População (hab)} \times \text{Carga per capita (kg/hab.d)} \quad (1)$$

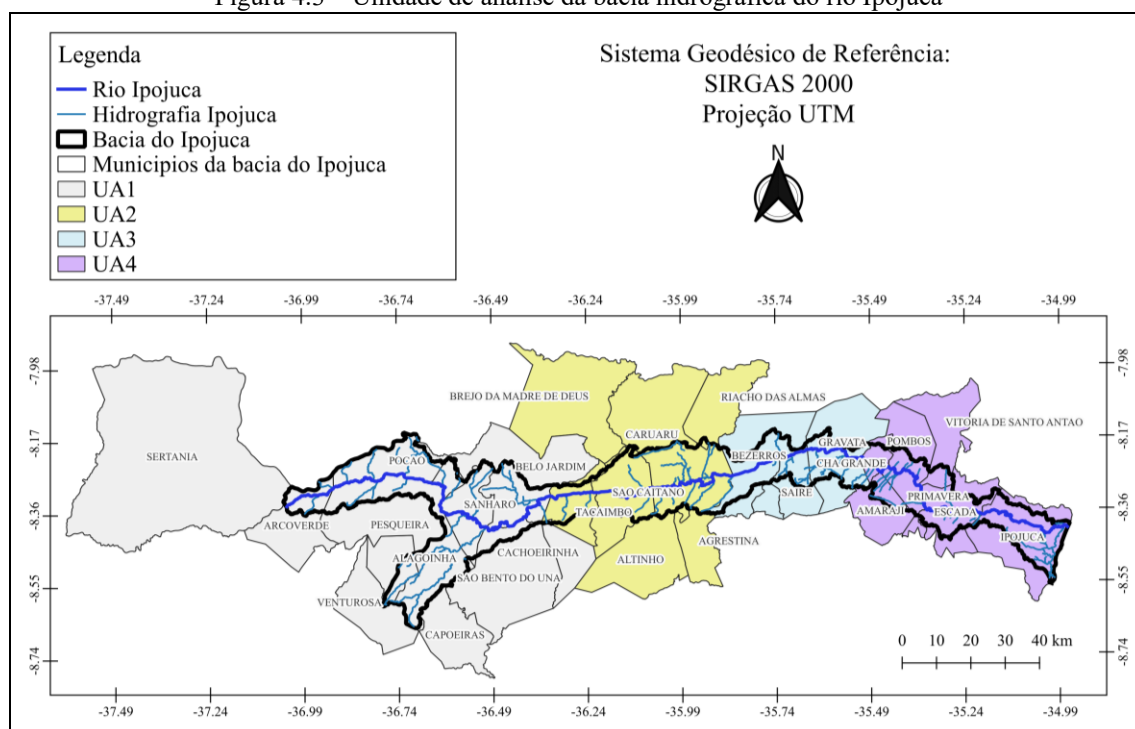
Tabela 4.2 – Municípios contribuidores de carga doméstica

Cidade	Distância (km)	População (hab)	Lançamento sem tratamento de esgoto (%)
Poção	54,60	10.500,00	100%
Sanharó	74,00	18.624,00	100%
Belo Jardim	112,00	79.507,00	100%
Tacaimbó	122,00	13.738,00	55%
São Caetano	143,00	37.126,00	100%
Caruaru	171,00	378.048,00	52%
Bezerros	199,00	61.694,00	96%
Gravatá	227,00	86.516,00	98%
Chã Grande	245,00	20.546,00	100%
Primavera	269,00	13.838,00	100%
Escada	291,00	59.891,00	80%
Ipojuca	314,00	98.932,00	100%

Fonte dos dados: IBGE (2024) e SNIS (2024).

Em relação as cargas de DBO, Nitrogênio e Fósforo de origem industrial, agrícola e de pecuária, bem como o quantitativo de Nitrogênio e Fósforo de origem doméstica, foram utilizadas as informações da APAC (Pernambuco, 2020), que estimou as referidas cargas nas quatro Unidades de Análise (UA) do rio Ipojuca. As UAs representam as divisões da bacia em questão, conforme mostra a Figura 4.3. As Tabela 4.3 a 4.5 apresentam os valores de Nitrogênio, Fósforo e de DBO considerados para cada divisão da bacia.

Figura 4.3 – Unidade de análise da bacia hidrográfica do rio Ipojuca



Fonte: Pernambuco (2020) e Ribeiro (2020).

Tabela 4.3 – Carga remanescente (kg.DBO/ano)

Unidade de análise	Doméstica (kg.DBO/ano)	Industrial (kg.DBO/ano)	Pecuária (kg.DBO/ano)	Agricultura (kg.DBO/ano)	Total (kg.DBO/ano)
UA1	961.762 (38%)	214.219 (9%)	1.330.398 (53%)	0 (0%)	2.506.378 (100%)
UA2	2.601.577 (80%)	159.706 (5%)	483.678 (15%)	0 (0%)	3.244.960 (100%)
UA3	1.431.576 (56%)	96.827 (4%)	448.506 (18%)	575.378 (23%)	2.552.288 (100%)
UA4	1.357.447 (42%)	1.434.852 (45%)	161.200 (5%)	243.195 (8%)	3.196.694 (100%)
Total	6.352.362 (55%)	1.905.603 (17%)	2.423.782 (21%)	818.573 (7%)	11.500.321 (100%)

Fonte: Pernambuco (2020) e Ribeiro (2020).

Tabela 4.4 – Carga Remanescente (kg P/ano)

Unidade de análise	Doméstica (kg P/ano)	Industrial (kg P/ano)	Pecuária (kg P/ano)	Agricultura (kg P/ano)	Total (kg P/ano)
UA1	15.819 (8%)	350 (0%)	172.611 (85%)	13.804 (7%)	202.584 (100%)
UA2	69.670 (52%)	175 (0%)	63.251 (47%)	1.042 (1%)	134.138 (100%)
UA3	21.214 (19%)	759 (1%)	55.646 (49%)	34.965 (31%)	112.584 (100%)
UA4	25.034 (43%)	3.188 (5%)	18.686 (32%)	11.983 (20%)	58.892 (100%)
Total	131.737 (26%)	4.473 (1%)	310.194 (61%)	61.794 (12%)	508.198 (100%)

Fonte: Pernambuco (2020) e Ribeiro (2020).

Tabela 4.5 – Carga Remanescente (kg N/ano)

Unidade de análise	Doméstica (kg N/ano)	Industrial (kg N/ano)	Pecuária (kg N/ano)	Agricultura (kg N/ano)	Total (kg N/ano)
UA1	92.663 (14%)	3.285 (1%)	535.576 (82%)	25.433 (4%)	656.957 (100%)
UA2	428.109 (68%)	1.643 (0%)	196.759 (31%)	1.920 (0%)	628.430 (100%)
UA3	154.507 (38%)	7.118 (2%)	175.373 (44%)	64.422 (16%)	401.419 (100%)
UA4	175.068 (64%)	18.752 (7%)	59.522 (22%)	22.078 (8%)	275.420 (100%)
Total	850.346 (43%)	30.797 (2%)	967.230 (49%)	113.853 (6%)	1.962.226 (100%)

Fonte: Pernambuco (2020) e Ribeiro (2020).

2.2.2 Equação da mistura esgoto-rio

A partir do ponto de lançamento do esgoto ou tributário no rio, o QUAL-UFMG calcula as reações físico-químicas, admitindo uma mistura imediata no ponto contribuinte. Constitui a média ponderada das concentrações com as vazões dos elementos que se agregam, podendo se tratar do oxigênio dissolvido, DBO, nitrogênio, fósforo (Equação 2) (VON SPERLING, 2007).

$$C_0 = \frac{Q_r \cdot C_r + Q_e \cdot C_e}{Q_r + Q_e} \quad (2)$$

Onde: C0 = concentração na mistura (mg/L), CR = concentração no rio a montante do ponto de mistura (mg/L), CE = concentração do esgoto a montante do ponto de mistura (mg/L), QR = vazão do rio (L/s) e QE = vazão do esgoto (L/s).

2.2.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Cinética de Desoxigenação

Em geral, a DBO mede a quantidade de oxigênio necessária para a decomposição bioquímica da matéria orgânica presente na água, realizada por microrganismos aeróbicos. A diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido é reconhecida como o principal impacto ecológico causado pela poluição orgânica em corpos d'água (Matovelle, 2021). Essa redução está diretamente ligada à Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), que é expressa pela DBO padrão, medida após 5 dias a uma temperatura de 20°C. Esse conceito se refere à quantidade de oxigênio consumida pelos microrganismos durante o processo de estabilização bioquímica da matéria orgânica ao longo desses 5 dias (Von Sperling, 1996).

A equação que descreve o comportamento da DBO pode ser expressa conforme a Equação 3. Considerando que os processos de remoção e sedimentação da DBO, bem como a demanda de oxigênio do sedimento, podem ser incorporados em um único processo de decaimento, este é representado pela Equação 4. Vale ressaltar que, na presente pesquisa, a introdução de DBO proveniente de fontes internas (Lrd) no meio líquido não foi considerada.

O coeficiente de desoxigenação, geralmente representado por K_d , varia conforme as características físicas e químicas do rio, como a temperatura, a velocidade de fluxo, e a profundidade.

$$\frac{dL}{dt} = -K_d * L - K_s * L + L_{rd} \quad (3)$$

$$L_{i+1} = L_i - K_d * L_i * \left(\frac{\Delta x}{\mu}\right) \quad (4)$$

Onde: L = concentração de DBO remanescente (mg/L); t = tempo (dia); K_d = coeficiente de remoção de DBO (dia^{-1}); K_s = coeficiente de sedimentação (d^{-1}); L_{rd} = taxa de entrada de DBO última difusa ($\text{g}/\text{m}^3.\text{d}$); μ = velocidade média da água no trecho em estudo (m/s); x = distância ao longo da trajetória do rio (m).

Em geral, as taxas de remoção ou oxidação da DBO no rio (K_d) tendem a ser superiores às taxas de oxidação da DBO em condições laboratoriais (K_1). A Tabela 4.6 apresenta uma síntese das faixas dos valores de K_1 , K_d e K_s , relacionados às diferentes condições dos rios. Assim, ao comparar o coeficiente de desoxigenação obtido a partir do teste de DBO em laboratório (K_1) com os valores observados diretamente no curso d'água, conhecido como K_d , nota-se uma disparidade entre esses valores, embora possam ser semelhantes em ambientes aquáticos profundos e de fluxo lento (Kumar; Mizunoya, 2022).

Tabela 4.6 – Valores de coeficientes de remoção de DBO

Origem	K1	Rios rasos*			Rios profundos*		
		Decomp. (Kd)	Sediment. (Ks)	Remoção (Kr)	Decomp. (Kd)	Sediment. (Ks)	Remoção (Kr)
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35-0,45	0,50-1,00	0,10-0,35	0,60-1,35	0,35-0,50	0,05-0,20	0,40-0,70
Curso d'água recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30-0,40	0,40-0,80	0,05-0,25	0,45-1,05	0,30-0,45	0,00-0,15	0,30-0,60
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30-0,40	0,40-0,80	0,05-0,10	0,45-0,90	0,30-0,45	0,00-0,05	0,30-0,50
Curso d'água recebendo efluente secundário	0,12-0,24	0,12-0,24	-	0,12-0,24	0,12-0,24	-	0,12-0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08-0,20	0,08-0,20	-	0,08-0,20	0,08-0,20	-	0,08-0,20

*Considera-se rios rasos: rios com profundidade inferior a 1,5 m.

*Considera-se rios profundos: rios com profundidade acima de 1,5 m.

Fonte: Chapra (1997) e Von Sperling (2007).

Nos rios, vale ressaltar que, a cinética de desoxigenação desempenha um papel crítico na determinação dos níveis de OD, um indicador-chave da saúde ecológica do ambiente aquático (Chee; Kyung, 2020). Um elevado consumo de OD pode levar à criação de zonas anóxicas, onde os níveis de oxigênio são insuficientes para sustentar a maioria das formas de vida aquática, resultando em impactos negativos sobre a biodiversidade e a qualidade ambiental do rio.

A relação entre o coeficiente de remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e a temperatura é um aspecto crucial na modelagem da qualidade da água, em razão dessa temperatura exercer uma influência significativa sobre o metabolismo microbiano na água. A Equação 5 ilustra a relação entre o coeficiente de remoção de DBO e a temperatura (considerando 20°C), o coeficiente f , comumente adotado, possui o valor de 1,047. A uma temperatura padrão de 20°C, o coeficiente K_d é utilizado como referência, à medida que a temperatura aumenta ou diminui, o valor também se ajusta (Von Sperling, 1996).

$$K_{d(T)} = K_{d(20^{\circ}\text{C})} * f^{(T-20)} \quad (5)$$

Onde: $K_{d(T)} = K_d$ a uma temperatura T qualquer (d^{-1}); $K_{d(20^{\circ}\text{C})} = K_d$ à temperatura $T=20^{\circ}\text{C}$ (d^{-1}); T = temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e f = coeficiente de temperatura.

2.2.4 Oxigênio Dissolvido (OD) e Cinética de Oxigenação

O processo de interação água-ar é de extrema relevância para a oxigenação dos rios, a água em contato com um gás, promove uma troca de moléculas entre as fases líquida e gasosa, caracterizada por uma reciprocidade nesse intercâmbio. A Cinética de Oxigenação, também conhecida como reaeração, descreve o processo pelo qual o oxigênio atmosférico é transferido para a água, reabastecendo os níveis de OD (Kumar; Mizunoya, 2022).

A taxa de oxigenação é proporcional ao déficit de oxigênio, que consiste na diferença entre a concentração de saturação do oxigênio (C_s) e a concentração atual de OD na água (C). A concentração de saturação (C_s) é definida como o ponto de equilíbrio dinâmico do fluxo de gás na fase líquida. Caso ocorra um consumo do gás dissolvido na fase líquida, a transferência predominante passa a ser da fase gasosa para a líquida, buscando restabelecer o equilíbrio (Chapra *et al.*, 2021). Esse processo é especialmente importante em rios, onde o OD pode ser continuamente consumido por processos de oxidação da matéria orgânica, pela respiração dos organismos aquáticos e pela decomposição de poluentes orgânicos, expressos na Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (Matovelle, 2021).

As principais fontes de introdução de oxigênio no meio aquático incluem a reeração atmosférica, a fotossíntese realizada pelas algas e o oxigênio presente no fluxo de entrada. Por outro lado, a diminuição do oxigênio é amplamente influenciada pela respiração das algas, pela oxidação da matéria orgânica e pela ressuspensão de materiais sedimentados, que reintroduzem DBO na água sobrenadante. A cinética do oxigênio dissolvido (OD) pode ser representada pela Equação 6.

De acordo com Von Sperling (2007), o modelo QUAL-UFMG não inclui a modelagem de algas, uma vez que estas são mais relevantes em simulações de ambientes lênticos. Quando aplicado a rios, opta-se por não incluir este componente devido à complexidade envolvida e à dificuldade em determinar os valores dos coeficientes necessários para sua modelagem. Portanto, os termos relacionados à fotossíntese, à respiração algal e à nitrificação foram desconsiderados neste estudo. Consequentemente, o balanço de OD é descrito pela Equação 7.

$$\frac{dC}{dt} = K_2 (C_s - C) - K_d * L + S_d + F - R - R_{02amon} * (f_{nitr} * K_{amon}) * N_{amon} \quad (6)$$

$$C_{i+1} = C_i + (K_{2,i} * (C_{s,i} - C_i) - K_d * L_i) \left(\frac{\Delta x}{\mu} \right) \quad (7)$$

Onde: C = concentração de OD em tempo t (mg/L); C_s = concentração de saturação de OD em tempo t (mg/L); D = déficit de oxigênio dissolvido no dado instante t (mg/L), t = tempo (dia), K₂ = coeficiente de reaeração (dia⁻¹), R_{02amon} = relação entre o oxigênio consumido por cada unidade de amônia oxidada a nitrito; (mgO₂/mgN_{amon}), F = taxa de produção de oxigênio por fotossíntese por algas e macrófitas (mgO₂/L.d) e R = taxa de consumo de oxigênio pela respiração de algas e macrófitas (mgO₂/L.d); R_{02amon} * (f_{nitr} * K_{an}) * N_{amon} = processo de nitrificação.

A cinética de reaeração pode ser descrita como uma reação de primeira ordem, similar à cinética de desoxigenação, e é representada pela Equação 8. De acordo com essa equação, a taxa de absorção de oxigênio é diretamente proporcional ao déficit de oxigênio existente no sistema. A partir dessa relação, a integração da Equação 8 resulta nas Equações 9 ou 10. A evolução do déficit (D = C_s - C) e da concentração de oxigênio dissolvido (C) é ilustrada na Figura 4.4, onde se observa uma simetria espelhada entre as curvas do déficit e da concentração de OD. À medida que a concentração de oxigênio dissolvido aumenta em função da reaeração, o déficit de oxigênio tende a diminuir.

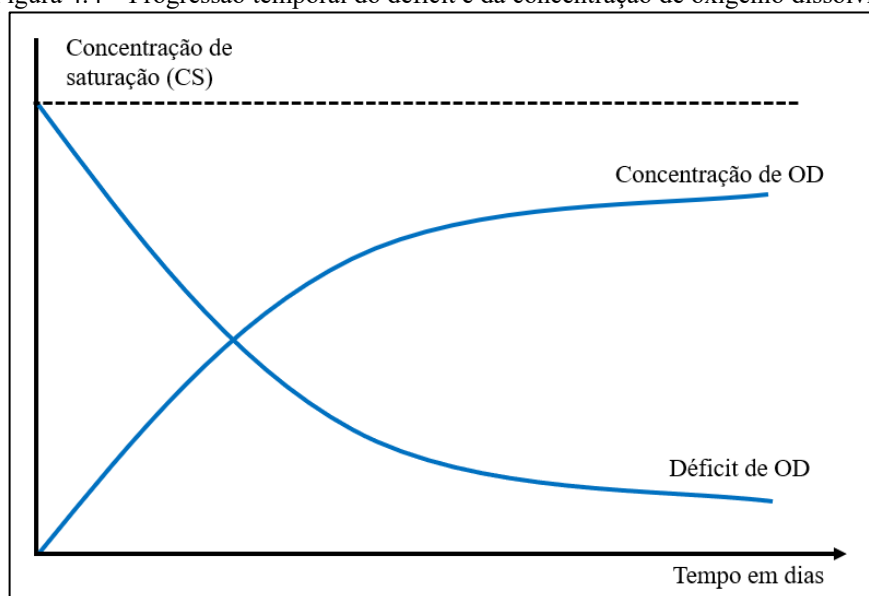
$$\frac{dD}{dt} = -K_2 * D \quad (8)$$

$$D = D_0 * e^{-k_2 * t} \quad (9)$$

$$C = C_s - (C_s - C_0) * e^{-k_2 * t} \quad (10)$$

Onde: D = déficit de oxigênio dissolvido, ou seja, a diferença entre a concentração de saturação (C_s) e a concentração existente em um tempo t (C) (mg/L); t = tempo (dia); K₂ = coeficiente de reaeração (base e) (dia⁻¹); D₀ = déficit de oxigênio inicial (mg/L); C = concentração de OD em um tempo t (mg/L).

Figura 4.4 – Progressão temporal do déficit e da concentração de oxigênio dissolvido



Fonte: O Autor (2025).

Os valores para K_2 podem ser determinados considerando os parâmetros físicos do rio, com equações ajustadas conforme os dados calculados de velocidade média e profundidade média do curso d'água (Von Sperling, 2014). Neste sentido, K_2 consiste no coeficiente de reaeração, que depende de fatores ambientais e hidrológicos. Em geral, rios rasos e turbulentos apresentam maiores taxas de oxigenação, uma vez que a maior interação entre a água e a atmosfera facilita a transferência de oxigênio. Para a bacia do rio Ipojuca, foram adotados valores aproximados de K_2 específicos para os corpos d'água da região, conforme apresentado na Tabela 4.7.

Tabela 4.7 – Valores de coeficientes de oxigenação

Corpo d'água	K_2 (dia ⁻¹) - Profundo	K_2 (dia ⁻¹) - Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grande lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grande rios com velocidade normal	0,45	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeira e quedas d'água	>1,15	>1,61

Fonte: Adaptado de Fair *et al.* (1973) e Von Sperling (2014).

Dessa forma, a cinética de oxigenação é o que determina o equilíbrio dos níveis de OD em rios, especialmente em condições de alta carga orgânica, onde a demanda por oxigênio é elevada. Se a taxa de oxigenação for insuficiente para repor o OD consumido, o rio pode sofrer de hipoxia, ou níveis críticos de OD, que podem levar à morte de organismos sensíveis e à degradação do ecossistema aquático.

2.2.5 Cinética do Fósforo

O fósforo geralmente apresenta baixa disponibilidade nos rios em comparação com outros nutrientes, devido à sua relativa escassez na crosta terrestre, à ausência de uma forma gasosa e à tendência de se sedimentar ao se ligar a partículas finamente granuladas. No ambiente fluvial, o fósforo existe principalmente em duas formas: o fósforo particulado, que está associado a partículas em suspensão, e o fósforo dissolvido, que inclui formas orgânicas e inorgânicas, como os fosfatos (Liao *et al.*, 2020).

A cinética do fósforo em rios é influenciada por uma série de processos físicos, químicos e biológicos, que determinam a mobilização, transporte, e transformação desse elemento (Ji *et al.*, 2022). Nos rios, o fósforo passa por processos de transformação que incluem adsorção e dessorção em partículas minerais e orgânicas, precipitação e dissolução de compostos inorgânicos, e assimilação e mineralização por organismos aquáticos.

Ademais, as atividades antrópicas introduzem quantidades significativas desse nutriente nos corpos d'água, seja por meio da drenagem de fertilizantes agrícolas, de produtos químicos provenientes de áreas urbanas, ou pelo descarte de esgotos domésticos, que contêm fósforo derivado de fertilizantes ou de atividades fisiológicas. Nos esgotos domésticos, o fósforo está disponível na forma de fosfatos, podendo ser inorgânico (polifosfatos e ortofosfatos), originado dos detergentes e demais produtos químicos domésticos e orgânico (compostos orgânicos), que possui origem fisiológica (Von Sperling, 2007).

Na modelagem do fósforo, os processos considerados incluem a sedimentação do fósforo orgânico particulado, a conversão deste fósforo orgânico em fósforo inorgânico dissolvido e a liberação do fósforo inorgânico dissolvido a partir do sedimento do fundo. Para simular as concentrações de fósforo orgânico e inorgânico, utiliza-se as Equações 11 e 12, respectivamente, no modelo QUAL-UFGM. A Equação 13 foi utilizada para estimar as concentrações totais de fósforo (P_{total}).

$$\frac{dP_{org}}{dt} = -K_{oi} * P_{org} - K_{spo} * P_{org} \quad (11)$$

$$\frac{dP_{inorg}}{dt} = K_{oi} * P_{org} + \frac{S_{pinorg}}{H} \quad (12)$$

$$P_{total} = P_{org} + P_{inorg} \quad (13)$$

P_{org} = concentração de fósforo orgânico ($mg.L^{-1}$); K_{oi} = coeficiente de conversão do fósforo orgânico a fósforo inorgânico (dia^{-1}), varia entre 0,2 e 0,3; K_{spo} = coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico (dia^{-1}), varia entre 0,02 e 0,05; P_{inorg} = concentração de fósforo inorgânico ($mg.L^{-1}$); S_{pinorg} = coeficiente de liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo ($gO_2.m^{-2}.dia^{-1}$), varia entre 0,0 e 0,2; H = profundidade do curso d'água (m); P_{total} = concentração de fósforo total ($mg.L^{-1}$).

2.2.6 Cinética do Nitrogênio

O nitrogênio pode manifestar-se em diversos estados de oxidação e formas no ambiente aquático, incluindo nitrogênio molecular, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato (Guo *et al.*, 2020). De acordo com Von Sperling (2007), a forma predominante do nitrogênio pode indicar o grau de poluição associado ao lançamento de esgotos. Quando a poluição é recente, o nitrogênio tende a estar majoritariamente na forma orgânica ou amoniacal. Em contraste, em casos de poluição mais antiga, é provável que o nitrogênio esteja predominantemente na forma de nitrato, sendo que as concentrações de nitrito são geralmente mais baixas.

Assim, no ambiente fluvial, esses formatos em que o nitrogênio pode se apresentar, irá incluir o nitrogênio orgânico (associado a material biológico e detritos), amônia (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), e gás nitrogênio (N_2) (Zhao *et al.*, 2021). Cada uma dessas formas participa de diferentes processos biogeoquímicos que determinam a transformação e o transporte do nitrogênio ao longo do curso d'água.

O nitrogênio orgânico passa por um processo de amonificação, onde é convertido em amônia. Esse processo não altera a quantidade total de nitrogênio, mas transforma a sua forma química. A nitrificação, por sua vez, refere-se à oxidação da amônia em nitritos e, subsequentemente, em nitratos. A referida nitrificação não resulta na remoção do nitrogênio total, apenas propicia a conversão de suas formas, o que implica em um aumento no consumo de oxigênio no meio aquático. Em geral, os valores habituais da relação entre consumo de oxigênio e nitrificação estão na faixa seguinte, conforme a EPA (1985):

- Oxidação de 1 mg/L de amônia-N a nitrito-N: ocorre um consumo de 3,2 mg/L de O_2 ;
- Oxidação de 1 mg/L de nitrito-N a nitrato-N: ocorre um consumo de 1,1 mg/L de O_2 ;
- Oxidação de 1 mg/L de amônia-N a nitrato-N: ocorre um consumo de 4,3 mg/L de O_2 (reação total global).

As Equações 14 a 17 foram utilizadas para simular as concentrações de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato ao longo do tempo, respectivamente. A Equação 18 foi utilizada para simular as concentrações de N_{total} , a partir do modelo QUAL-UFMG. As referidas equações apresentam os processos de amonificação e nitrificação. É válido salientar que o processo de amonificação é fundamental para o crescimento da biomassa aquática, mas o excesso de nitrogênio pode levar à proliferação descontrolada de algas. Já a nitrificação, é um processo essencial para o nitrogênio se tornar altamente solúvel e móvel, facilitando seu transporte ao longo do rio.

$$\frac{dN_{org}}{dt} = -K_{oa} * N_{org} - K_{so} * N_{org} \quad (14)$$

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = K_{oa} * N_{org} - K_{an} * N_{amon} + \frac{S_{N_{amon}}}{H} \quad (15)$$

$$\frac{dN_{nitri}}{dt} = -K_{on} * N_{amon} - K_{nn} * N_{nitri} \quad (16)$$

$$\frac{dN_{nitra}}{dt} = K_{nn} * N_{nitri} \quad (17)$$

$$N_{total} = N_{org} + N_{amon} + N_{nitri} + N_{nitra} \quad (18)$$

Onde: N_{total} = concentração de nitrogênio total ($mg.L^{-1}$); N_{org} = concentração de nitrogênio orgânico ($mg.L^{-1}$); N_{amon} = concentração de nitrogênio amoniacal ($mg.L^{-1}$); N_{nitri} = concentração de nitrito (mgN/L); N_{nitra} = concentração de nitrato (mgN/L); K_{oa} = coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico em amônia (dia^{-1}), varia entre 0,02 e 0,40; K_{an} = coeficiente de conversão da amônia em nitrito (coeficiente de nitrificação) (d^{-1}), varia entre 0,10 e 1,00; K_{nn} = coeficiente de conversão de nitrito a nitrato (coeficiente de nitrificação) (d^{-1}), varia entre 0,20 e 2,00; K_{so} = coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico (dia^{-1}), varia entre 0,01 e 0,1; $S_{N_{amon}}$ = coeficiente de liberação de amônia pelo sedimento de fundo ($gO_2/m^2.d$); H = profundidade do curso de água (m).

2.3 Análise de desempenho do modelo para a bacia do rio Ipojuca

Para averiguar o desempenho do modelo, foram aplicados índices estatísticos conforme os métodos descritos por Deshmukh *et al.* (2013) e Yuan *et al.* (2014). Entre esses índices, destacam-se a raiz do erro médio quadrático (RMSE) (Equação 19), o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) (Equação 20) e o percentual de viés (Pbias) (Equação 21).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} * \sum (Si - Oi)^2} \quad (19)$$

$$NSE = 1 - \frac{\sum (Oi - Si)^2}{\sum (Oi - Oimed)^2} \quad (20)$$

$$Pbias = \frac{\sum (Si - Oi)}{\sum (Oi)} * 100 \quad (21)$$

Onde: n = número total de dados; Oi = valor observado; $Oimed$ = média dos valores observados; Si = valor estimado pelo modelo.

A Raiz do Erro Médio Quadrático (RMSE), consiste na medida de erro absoluto que eleva os desvios ao quadrado para impedir que os desvios positivos e negativos se cancelem. O valor ótimo para o RMSE é próximo de 0, indicando que o modelo está produzindo poucos resíduos (Sahu *et al.*, 2010; Deshmukh *et al.*, 2013).

O coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) é um indicador utilizado para avaliar modelos hidrológicos. A correspondência perfeita é representada por um NSE de 1, enquanto valores de NSE menores ou iguais a 0 sugerem que a média da série observada é um preditor mais eficaz do que o modelo. De acordo com Alfieri *et al.* (2014), um NSE superior a

0,75 indica um bom desempenho do modelo. Valores entre 0,36 e 0,75 são considerados aceitáveis, enquanto NSE inferiores a 0,36 indicam um desempenho insatisfatório.

O percentual de viés (Pbias) quantifica a tendência média dos valores simulados em relação aos valores observados, refletindo se os valores simulados tendem a ser maiores ou menores. O valor ideal para o Pbias é 0, indicando que não há viés sistemático. Valores com baixa magnitude são indicativos de uma alta acurácia do modelo. Valores positivos de Pbias sugerem um viés de superestimação, enquanto valores negativos indicam um viés de subestimação (Yuan *et al.*, 2014).

Dessa forma, salienta-se que foi realizada a modelagem da qualidade da água, a partir dos dados de entrada no modelo, englobando as cargas poluidoras domésticas, industriais e agrossilvipastoris e as informações de qualidade do ponto IP- 01, IP-13 e IP-14, que se localiza próximo a nascente da bacia e no rio Bitury (tributário). Na análise de desempenho, foram utilizados os dados estimados e observados de OD, DBO e Amônia dos pontos IP-12, IP-38, IP-49, IP-55, IP-64, IP-70, IP-85, IP-90 e IP-95, para calibrar e verificar o referido desempenho do modelo.

Assim, com os resultados gerados no modelo, de DBO, OD e Amônia nos pontos supracitados, realizou-se a análise de desempenho com os valores observados destes parâmetros nos mesmos pontos, a partir da aplicação da métricas de RMSE, NSE e Pbias. Ademais, ressalta-se que a modelagem foi efetuada para dois períodos, sendo período seco e chuvoso, onde o desempenho foi averiguado nos dois casos.

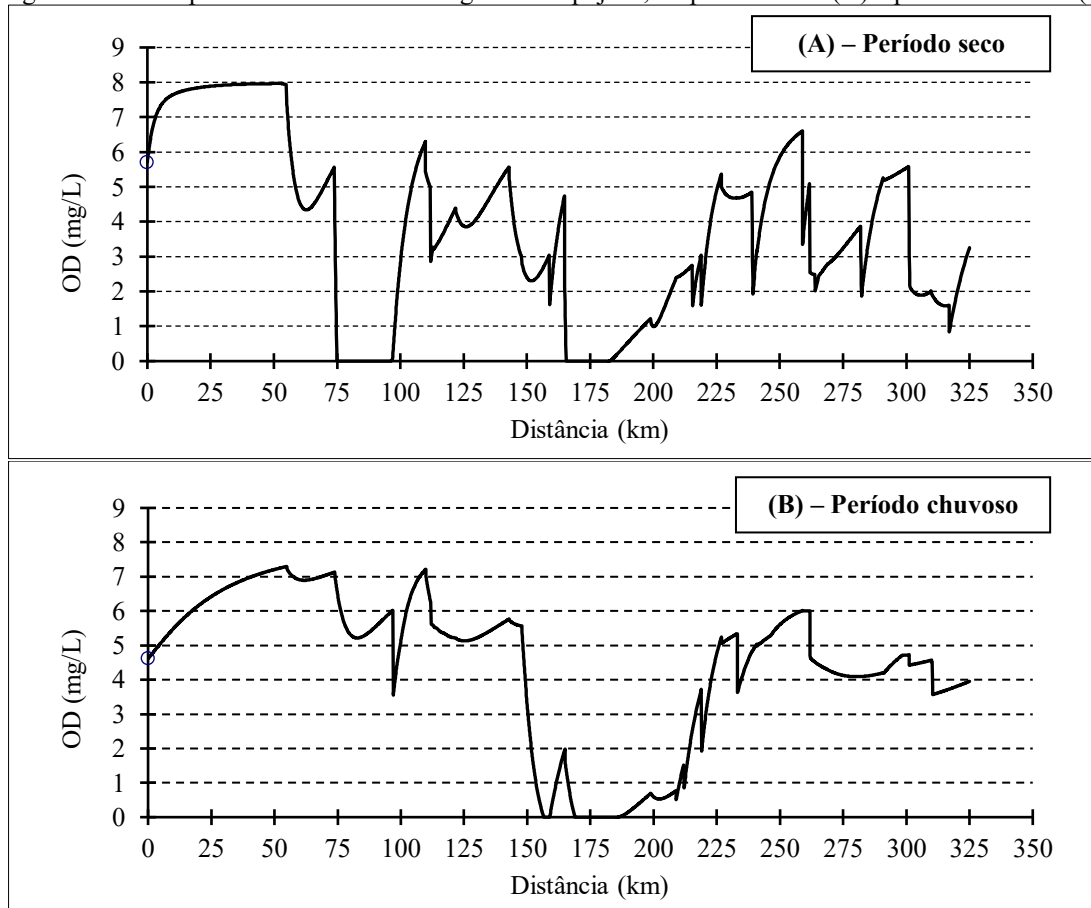
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da modelagem realizada no QUAL-UFMG, averiguou-se o comportamento da carga poluidora orgânica e dos nutrientes ao longo do trajeto do rio Ipojuca, no período seco e no período chuvoso. Dessa forma, com os resultados gerados acerca da qualidade de água no curso d'água, foi possível analisar o desempenho do referido modelo, a partir dos dados dos pontos de monitoramento, em ambos os períodos em estudo (seco e chuvoso), durante os anos de 2010 e 2019.

No que concerne a modelagem do Oxigênio Dissolvido (OD), ao longo do percurso do rio Ipojuca, na Figura 4.5 observa-se o comportamento desses parâmetros, para o período seco (A) e chuvoso (B). Neste contexto, a dinâmica de OD ao longo do trajeto revela variações

significativas entre os dois períodos, refletindo a influência das condições hidrológicas sobre a qualidade da água.

Figura 4.5 – Comportamento da OD ao longo do rio Ipojuca, no período seco (A) e período chuvoso (B)



Fonte: O Autor (2024).

No período seco, observa-se uma tendência geral de declínio do OD ao longo do curso do rio, com valores iniciais em torno de 6 mg/L, que sofrem oscilações e atingem níveis mínimos abaixo de 2 mg/L em algumas seções, especialmente entre os 150 e 200 km de distância. Este comportamento pode ser atribuído à baixa vazão do rio durante a estação seca, que reduz a capacidade de autodepuração e aumenta a concentração de poluentes orgânicos, resultando em maior consumo de oxigênio pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

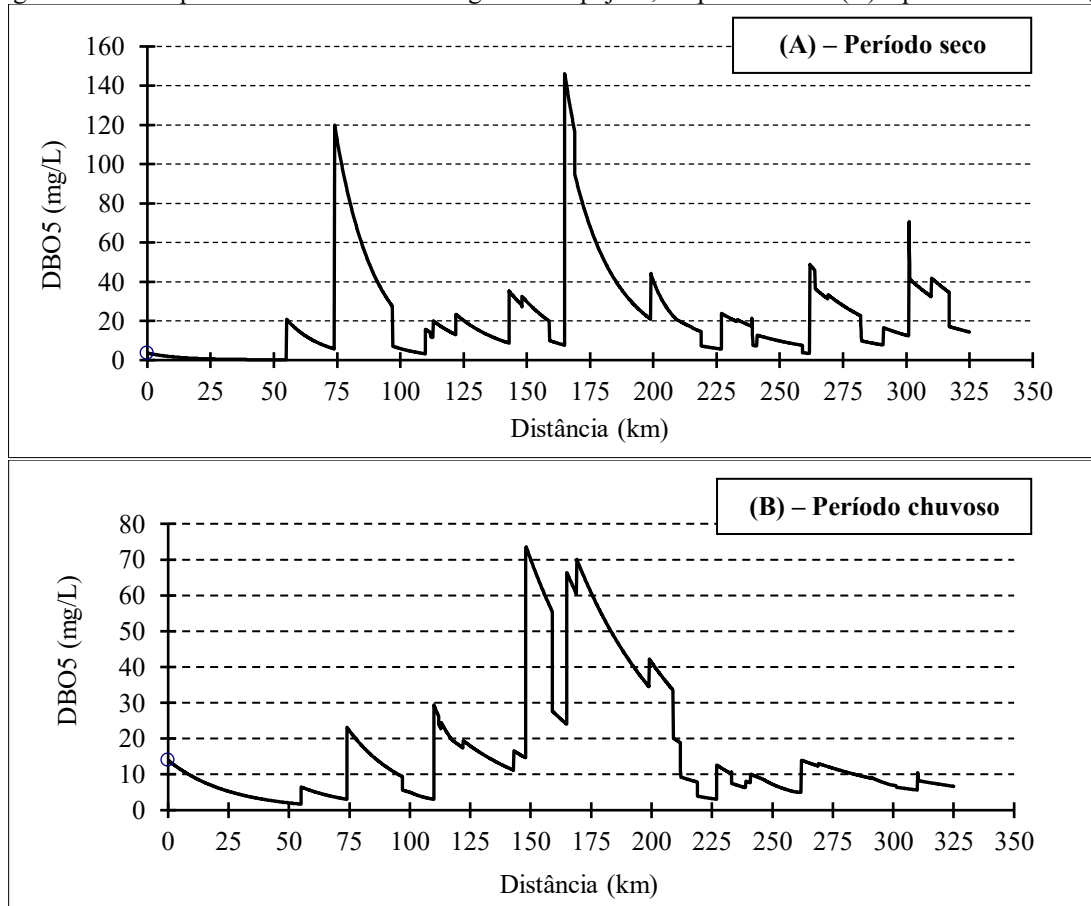
Em relação ao período chuvoso, os valores de OD mostram uma maior variabilidade ao longo do percurso, com concentrações iniciais em torno de 5 mg/L, mas com picos e quedas abruptas. A partir dos 100 km, a concentração de OD diminui drasticamente, atingindo valores próximos a 0 mg/L entre 150 e 200 km, sugerindo uma alta carga orgânica ou presença de poluentes que consomem oxigênio de forma intensa. Entretanto, após esse trecho crítico, o OD

começa a se recuperar, provavelmente devido ao aumento da vazão e à maior mistura turbulenta proporcionada pelas chuvas, que promovem uma maior reaeração.

No concerne à Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), na Figura 4.6 é exposto seu comportamento ao longo do trajeto do rio Ipojuca durante os períodos seco (A) e chuvoso (B), que podem também esclarecer as observações da OD. No período seco (Figura 6A), a DBO apresenta picos elevados, especialmente entre 100 e 200 km, com um valor máximo em torno de 150 km, ultrapassando 120 mg/L.

Esse comportamento indica uma intensa carga orgânica lançada no rio, possivelmente devido a despejos de efluentes industriais ou domésticos não tratados, que são mais concentrados devido à menor diluição provocada pela ausência de chuvas. Após esses picos, a DBO tende a decrescer, possivelmente devido à autodepuração natural do rio, onde o oxigênio dissolvido é utilizado por microrganismos na decomposição da matéria orgânica.

Figura 4.6 – Comportamento da DBO ao longo do rio Ipojuca, no período seco (A) e período chuvoso (B)



Fonte: O Autor (2024).

No período chuvoso (Figura 6B), embora a DBO também apresente elevações em torno de 150 km, os valores máximos são significativamente menores, alcançando cerca de 60 mg/L.

Esse comportamento pode ser explicado pela diluição das cargas poluentes causada pelo aumento do volume de água durante as chuvas, o que reduz a concentração de matéria orgânica, mesmo que a carga total de poluentes seja maior. A presença de múltiplos picos ao longo do trajeto sugere uma distribuição mais difusa das fontes poluidoras, potencialmente exacerbada pelo escoamento superficial que carrega resíduos de áreas urbanas e agrícolas para o rio.

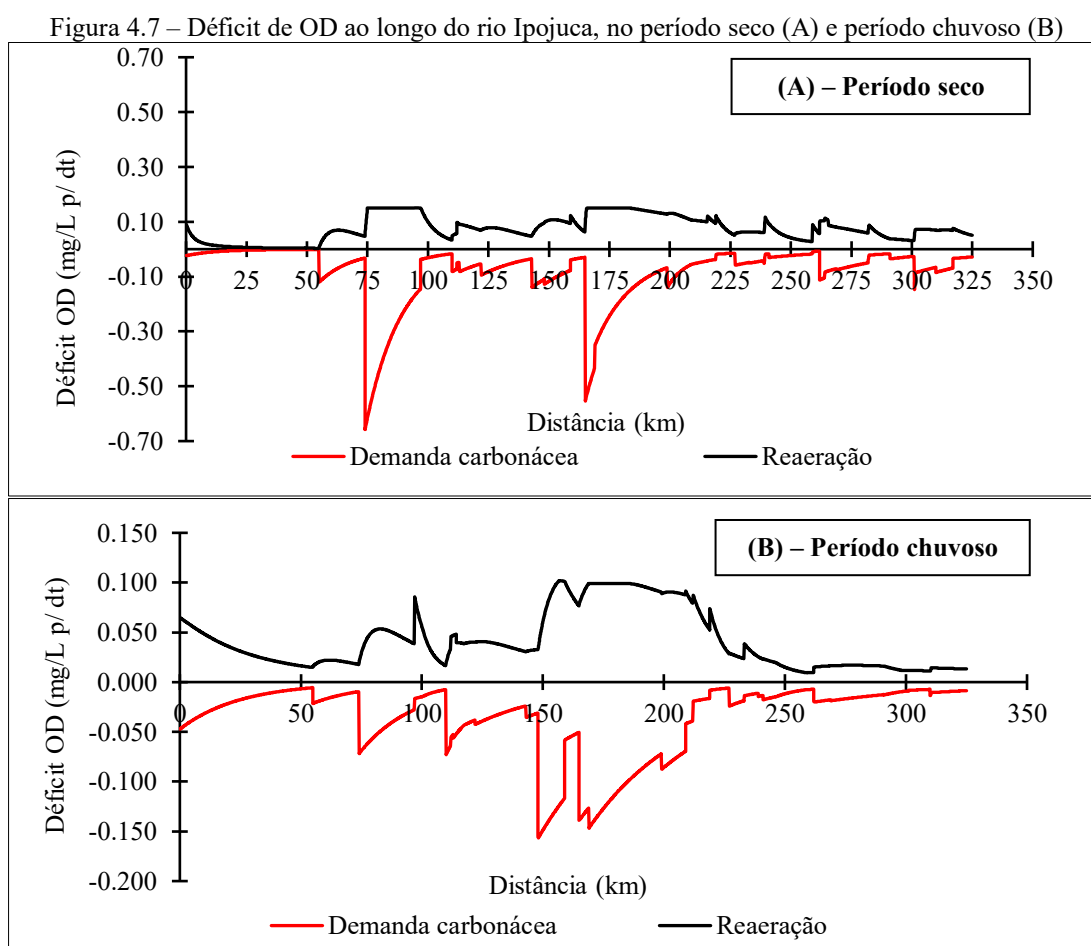
Esses resultados indicam que a dinâmica do oxigênio dissolvido no rio Ipojuca é fortemente influenciada pelas condições sazonais, com o período chuvoso trazendo desafios adicionais relacionados à poluição difusa e ao escoamento superficial, que podem sobrecarregar a capacidade do rio de manter níveis adequados de OD. Ressalta-se que na cinética de desoxigenação, o K_1 variou entre 0,40 e 0,70 durante o trajeto. Em relação a cinética de reoxigenação, o K_2 ao longo do percurso do rio, apresentou valores altos, em, na maior parte maiores do que 1, em decorrência das características topográficas e de altitude, que podem favorecer a introdução de oxigênio.

Os maiores picos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e os menores valores de Oxigênio Dissolvido (OD), evidenciados nos gráficos analisados, ocorrem nas proximidades dos municípios de São Caetano, Caruaru e Bezerros, situados no trajeto do rio Ipojuca que compreende as Unidades de Análise (AU) 2 e 3. Essas regiões são conhecidas por concentrarem atividades industriais e agrícolas que contribuem significativamente para a carga de poluentes, sendo as áreas que mais lançam DBO na bacia hidrográfica.

No município de Caruaru, uma das principais cidades da região, a presença de indústrias de confecção, têxtil e de alimentos gera despejos consideráveis de resíduos orgânicos e químicos nos sistemas de esgoto, muitos dos quais não recebem tratamento adequado antes de serem descarregados nos cursos d'água. Além disso, a urbanização acelerada e o aumento populacional têm exacerbado a geração de esgotos domésticos, que elevam as cargas de matéria orgânica no rio, elevando os níveis de DBO e, conseqüentemente, diminuindo os valores de OD, devido à decomposição da matéria orgânica que consome oxigênio.

As atividades agrícolas também são determinantes nesse cenário. Nas áreas rurais ao redor de São Caetano e Bezerros, a agricultura intensiva, em especial o cultivo de cana-de-açúcar e a pecuária, gera grande quantidade de resíduos orgânicos e fertilizantes, que são carregados para o rio através do escoamento superficial, especialmente durante o período chuvoso. O uso intensivo de agroquímicos, como pesticidas e fertilizantes, aumenta a quantidade de nutrientes e matéria orgânica nos cursos d'água, intensificando os processos de eutrofização e aumentando os níveis de DBO.

Na Figura 4.7 observa-se o déficit de oxigênio dissolvido (OD) ao longo do rio Ipojuca para os períodos seco (A) e chuvoso (B). A curva vermelha representa a demanda carbonácea, enquanto a curva preta indica o processo de reaeração ao longo do trajeto do rio. No período seco (Figura 7A), observa-se um déficit de OD mais acentuado nos trechos próximos aos 100 e 175 km, com valores negativos significativos de até -0,6 mg/L por dia. Isso indica um aumento na demanda bioquímica por oxigênio, principalmente devido à atividade antrópica e despejos de efluentes urbanos e industriais, o que diminui a concentração de OD na água. A curva de reaeração mostra que, apesar de haver algum processo natural de recuperação da oxigenação, ele é insuficiente para compensar a alta demanda.



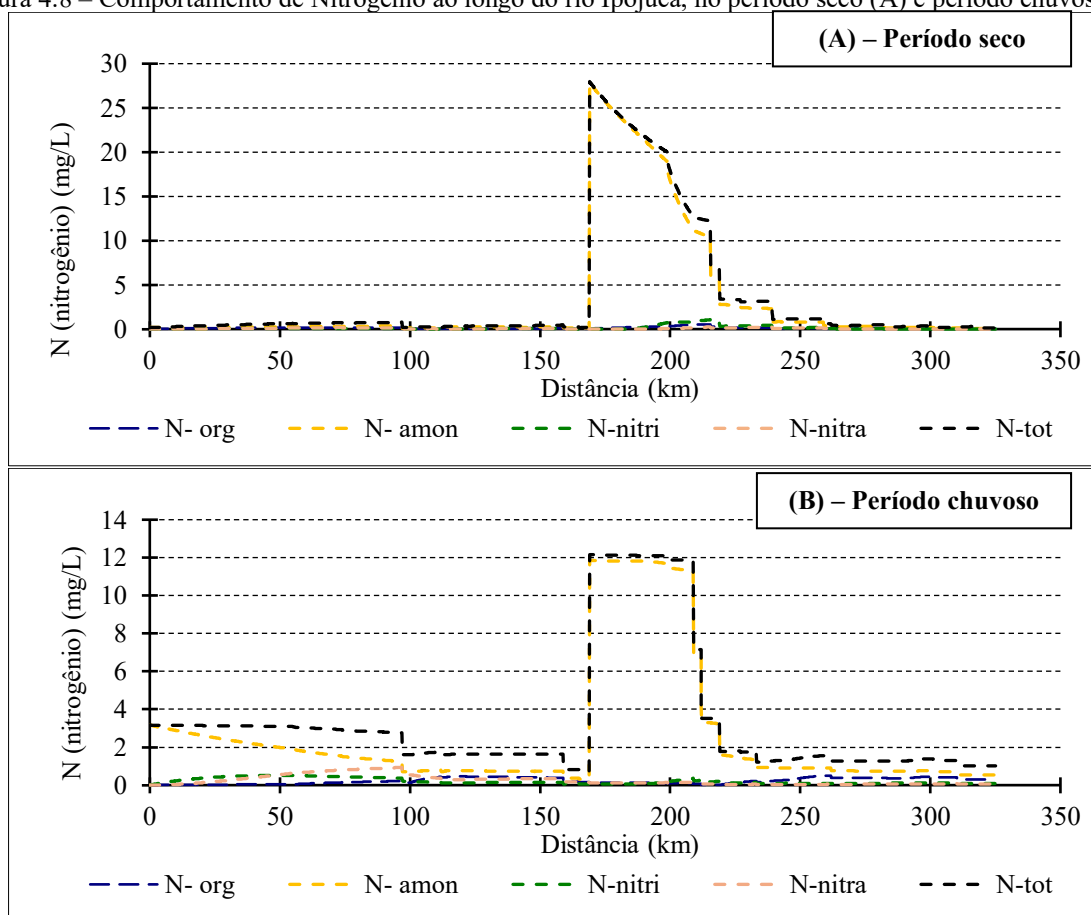
Fonte: O Autor (2024).

Durante o período chuvoso (Figura 7B), o déficit de OD apresenta uma variação semelhante, com quedas mais pronunciadas na demanda carbonácea em torno dos 100, 175 e 225 km. A demanda de OD é um pouco menos intensa em comparação ao período seco, possivelmente devido à maior diluição causada pelo aumento no volume de água. Ainda assim,

a curva de reaeração demonstra uma recuperação limitada nesses pontos críticos, especialmente onde há maiores concentrações de matéria orgânica e nutrientes.

No que se refere ao comportamento do Nitrogênio, a Figura 4.8 apresenta a modelagem do nitrogênio ao longo do rio Ipojuca nos períodos seco (A) e chuvoso (B), contemplando as concentrações dos diferentes tipos de nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato). No período seco, a Figura 8A evidencia um acúmulo expressivo de nitrogênio amoniacal (N-amon), com um pico acentuado por volta de 150 km de distância, seguido por uma queda abrupta até cerca de 200 km.

Figura 4.8 – Comportamento de Nitrogênio ao longo do rio Ipojuca, no período seco (A) e período chuvoso (B)



Fonte: O Autor (2024).

Essa dinâmica comportamento sugere um aumento das fontes de poluição no período seco, em decorrência do despejo de efluentes não tratados, principalmente em municípios da UA1 e UA2 que produzem grandes quantidades de Nitrogênio a partir de atividades de pecuária e de origem doméstica, principalmente em municípios como Pesqueiro, Sanharó, Belo Jardim, Tacaimbó, São Caetano e Caruaru. O nitrogênio total (N-tot), que inclui todas as formas de nitrogênio, segue um padrão similar. A concentração de N-orgânico (N-org) e nitrito (N-nitri)

mantém-se relativamente baixa ao longo de todo o trajeto do rio, indicando um predomínio das formas amoniacais de nitrogênio nessa fase.

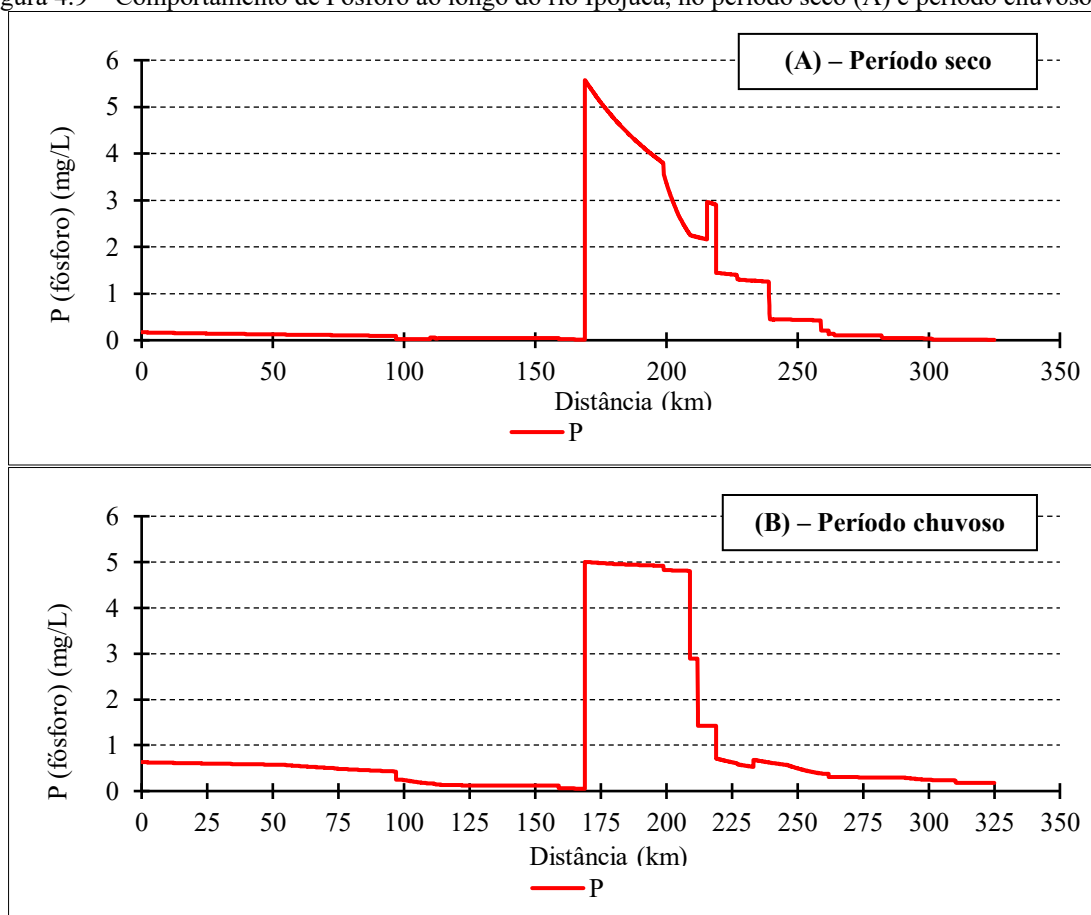
Durante o período chuvoso (Figura 8B), observa-se uma concentração menor de nitrogênio amoniacal e total, em comparação com o período seco, com um pico notável em torno da mesma região. Essa redução pode ser explicada pela diluição provocada pelo aumento do volume de água no rio durante as chuvas, o que dispersa os poluentes. No entanto, ainda é visível uma presença elevada de N-amon, o que reforça a hipótese de poluição pontual, possivelmente advinda de fontes contínuas de contaminação, como efluentes domésticos.

Em ambos os períodos, a diminuição das concentrações de nitrogênio nas regiões mais a jusante, após 200 km, é um indicativo de processos naturais de autodepuração, como a assimilação pelas plantas aquáticas e a nitrificação, processos que convertem o nitrogênio amoniacal em formas menos tóxicas, como o nitrato (N-nitra). A presença de nitrito (N-nitri) em baixas concentrações também sugere que, embora o processo de nitrificação esteja ocorrendo, ele é limitado por fatores como a falta de oxigênio dissolvido, que pode prejudicar a completa conversão de amônia em nitrato.

Na modelagem do Fósforo, a Figura 4.9 os resultados gerados ao longo do rio Ipojuca durante os dois períodos distintos. Em relação ao período seco (Figura 9A), observa-se uma concentração baixa e constante de fósforo ao longo dos primeiros 125 km. A partir de 150 km, ocorre um aumento significativo da concentração de fósforo, atingindo um pico próximo a 5 mg/L. Após esse pico, há uma queda acentuada, com concentrações progressivamente mais baixas até 250 km, estabilizando-se a partir desse ponto. Este padrão sugere a presença de fontes difusas significativas de fósforo, provavelmente provenientes de atividades de pecuária ou fontes pontuais de efluentes não tratados, típicas em regiões próximas a áreas urbanizadas e de intensa atividade industrial.

No período chuvoso (Figura 9B), observa-se uma tendência semelhante em termos de aumento de fósforo, porém com algumas diferenças marcantes. A concentração de fósforo ao longo dos primeiros 125 km é relativamente baixa, como no período seco, mas o aumento de fósforo ocorre um pouco antes (aproximadamente a 150 km) e atinge um pico similar ao do período seco, por volta de 5 mg/L. No entanto, a concentração de fósforo permanece ligeiramente mais elevada ao longo de uma distância maior, estabilizando-se em torno de 1 mg/L após 200 km. Este fato pode estar relacionado ao escoamento superficial aumentado durante o período chuvoso, o que facilita o transporte de fósforo de áreas agrícolas para o corpo d'água.

Figura 4.9 – Comportamento de Fósforo ao longo do rio Ipojuca, no período seco (A) e período chuvoso (B)



Fonte: O Autor (2024).

A carga de fósforo e nitrogênio ao longo do Rio Ipojuca, especialmente nos períodos analisados, provém em grande parte da Unidade de Avaliação 1 (UA1). Essa unidade abrange municípios que se destacam pela intensa atividade pecuarista, onde práticas agrícolas e o manejo de rebanhos geram um acúmulo considerável de resíduos orgânicos e efluentes.

O escoamento desses nutrientes, particularmente para o rio Ipojuca e seus afluentes, a partir da poluição difusa, aumenta a carga de fósforo e nitrogênio no rio, contribuindo para os picos observados nos gráficos. Essas elevações de fósforo e nitrogênio são preocupantes, pois podem contribuir para o processo de eutrofização, promovendo o crescimento excessivo de algas e impactando negativamente a qualidade da água, especialmente nas zonas onde as concentrações de oxigênio dissolvido são baixas.

Vale salientar que efluentes industriais indevidamente tratados ou não tratados, juntamente com resíduos das atividades pecuárias, acabam sendo lançados diretamente no rio ou transportados para os cursos d'água através do escoamento superficial. Durante o período chuvoso, esse transporte de contaminantes se intensifica, promovendo a elevação nos níveis de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e na concentração de nutrientes, como nitrogênio e

fósforo, observados nos gráficos. Dessa forma, as indústrias localizadas em Caruaru e Belo Jardim, ao lado das atividades pecuaristas predominantes na região da UA1 e UA2, podem ter papel crucial na composição das cargas de nutrientes que impactam diretamente a qualidade da água do Rio Ipojuca.

A análise do desempenho do modelo para Oxigênio Dissolvido (OD), representada na Tabela 4.8, revela as métricas que avaliam a precisão e confiabilidade das simulações tanto no período seco quanto no período chuvoso. O RMSE (Root Mean Square Error), que mede o erro quadrático médio entre os valores observados e simulados, foi menor no período seco (0,6675) em comparação ao período chuvoso (0,83568). Isso sugere que o modelo apresentou uma maior precisão ao reproduzir os dados de OD no período seco, enquanto no período chuvoso, a variabilidade maior associada às condições hidrológicas elevou o erro.

A métrica NSE (Nash-Sutcliffe Efficiency), que avalia a capacidade do modelo em reproduzir as observações, foi de 0,78873 para o período seco, o que indica que o modelo conseguiu explicar cerca de 79% da variabilidade dos dados observados. Já no período chuvoso, o NSE foi de 0,66905, sugerindo uma eficiência um pouco menor, com o modelo explicando cerca de 67% da variabilidade. Essa diferença no desempenho entre os dois períodos pode ser atribuída ao aumento do escoamento superficial e à carga de poluentes durante o período chuvoso, fatores que podem tornar a modelagem mais complexa.

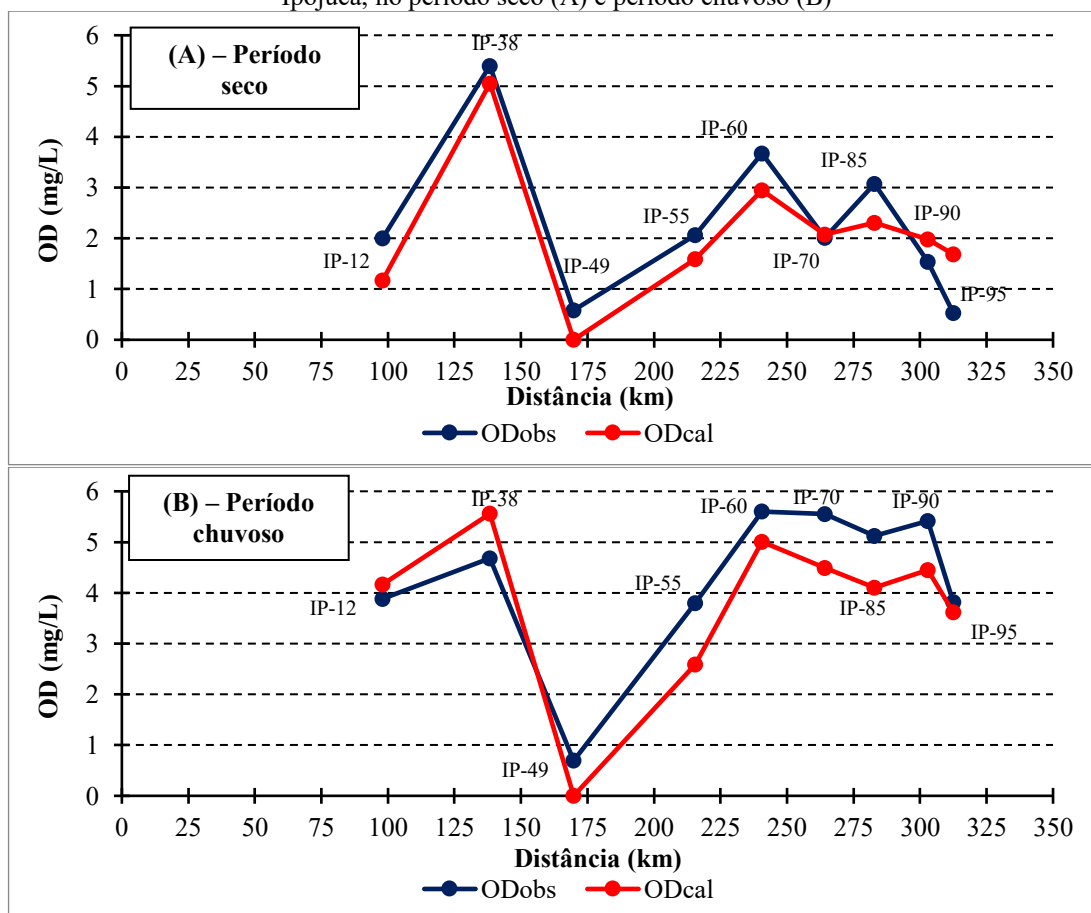
O Pbias (Percent Bias), que mede a tendência do modelo em superestimar ou subestimar os valores observados, foi de -9,90% no período seco e de -11,88% no período chuvoso. Ambos os valores indicam uma ligeira subestimação dos níveis de OD pelo modelo, com essa tendência sendo um pouco mais acentuada no período chuvoso. A Figura 4.10 revela o comportamento da OD estimada no modelo e da OD observada nos pontos de monitoramento ao longo do percurso do rio Ipojuca.

Tabela 4.8 – Métrica de desempenho do modelo para OD

Métrica	Período seco	Período chuvoso
RMSE	0,6675	0,83568
NSE	0,78873	0,66905
Pbias	-9,90%	-11,88%

Fonte: O Autor (2024).

Figura 4.10 – OD estimada pelo modelo nos pontos de monitoramento e OD observada, ao longo do curso do rio Ipojuca, no período seco (A) e período chuvoso (B)



Fonte: O Autor (2024).

A análise de desempenho do modelo para a variável Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) revela um desempenho notavelmente robusto em ambos os períodos, seco e chuvoso, conforme os resultados das métricas, apresentados na Tabela 4.9. O RMSE (Root Mean Square Error), que indica o erro médio entre os valores observados e simulados, apresentou valores de 4,9657 para o período seco e 4,1558 para o período chuvoso. Esses valores relativamente baixos sugerem que o modelo foi capaz de reproduzir adequadamente os dados de DBO, com uma precisão ligeiramente superior no período chuvoso, onde o erro foi menor.

A métrica NSE (Nash-Sutcliffe Efficiency), que avalia a eficiência do modelo em reproduzir os dados observados, alcançou 0,9777 no período seco e 0,9636 no período chuvoso. Esses resultados indicam que o modelo conseguiu explicar, respectivamente, cerca de 98% e 96% da variabilidade nos dados de DBO. Esses valores elevados de NSE refletem a excelente capacidade do modelo em representar a variação observada nos dois períodos, com um desempenho ligeiramente melhor no período seco, provavelmente devido a condições mais estáveis em termos de fluxo e carga poluidora.

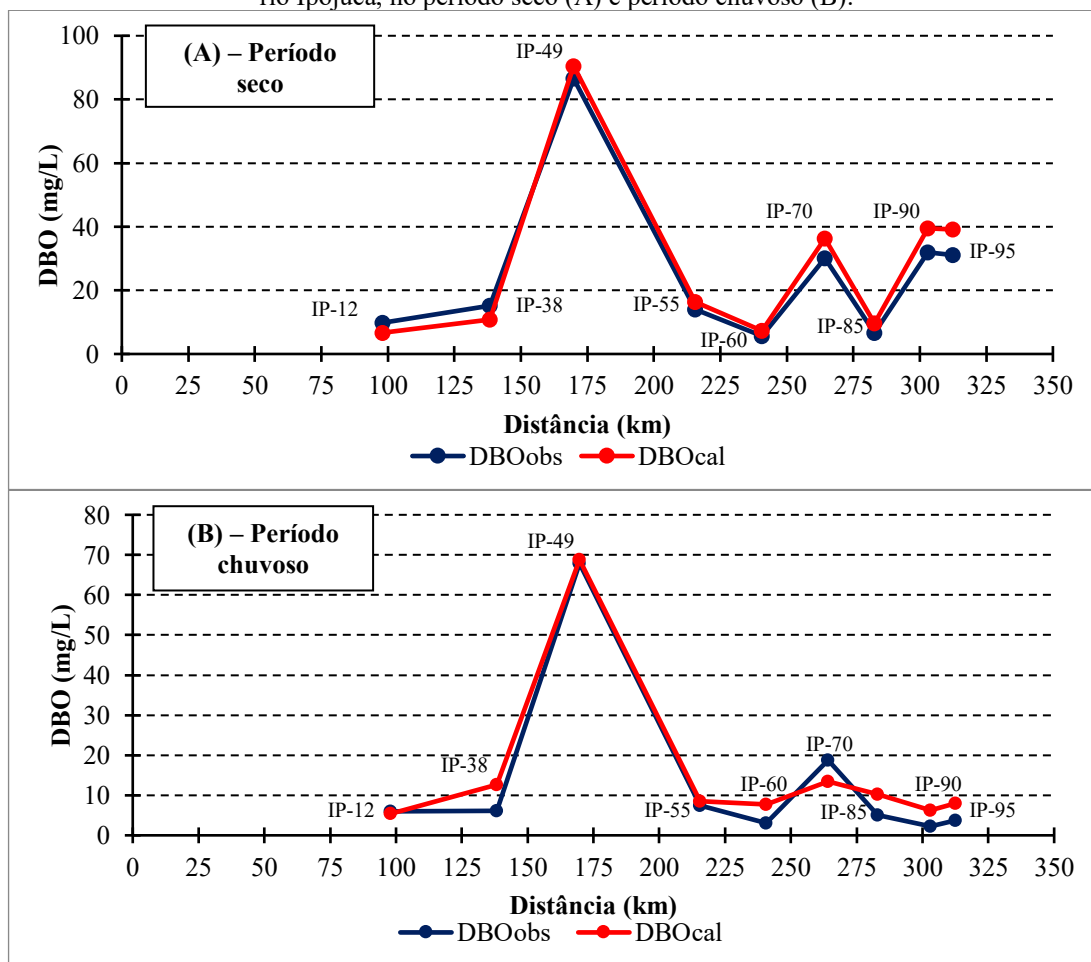
No entanto, o Pbias (Percent Bias) revelou uma tendência de superestimação dos valores de DBO simulados em ambos os períodos. O Pbias foi de 10,90% no período seco e 17,15% no período chuvoso, sugerindo que o modelo tende a superestimar os valores observados de DBO, especialmente no período chuvoso, onde essa tendência foi mais acentuada. Este cenário pode ser explicado pelo aumento das cargas orgânicas e de poluentes durante o período chuvoso, que aumenta a complexidade do sistema de modelagem. Na Figura 4.11 ilustra-se os valores de DBO estimada em comparação com a DBO observada ao longo do trajeto do rio Ipojuca.

Tabela 4.9– Métrica de desempenho do modelo para DBO

Métrica	Período seco	Período chuvoso
RMSE	4,9657	4,1558
NSE	0,9777	0,9636
Pbias	10,90%	17,15%

Fonte: O Autor (2024).

Figura 4.11 – DBO estimada pelo modelo nos pontos de monitoramento e DBO observada, ao longo do curso do rio Ipojuca, no período seco (A) e período chuvoso (B).



Fonte: O Autor (2024).

A análise de desempenho do modelo para a concentração de Amônia no rio Ipojuca, considerando os períodos seco e chuvoso, é apresentada na Tabela 4.10. A métrica RMSE (Root Mean Square Error), que quantifica o erro médio entre os valores observados e simulados, apresentou 3,0016 no período seco e 0,83568 no período chuvoso. Esses resultados indicam que o modelo tem um desempenho significativamente melhor no período chuvoso, onde os erros são menores. O erro maior no período seco pode estar relacionado à maior variabilidade nas fontes de amônia durante os meses mais secos, onde o fluxo reduzido e as concentrações de contaminantes podem ser mais erráticas.

Tabela 4.10 – Métrica de desempenho do modelo para Amônia

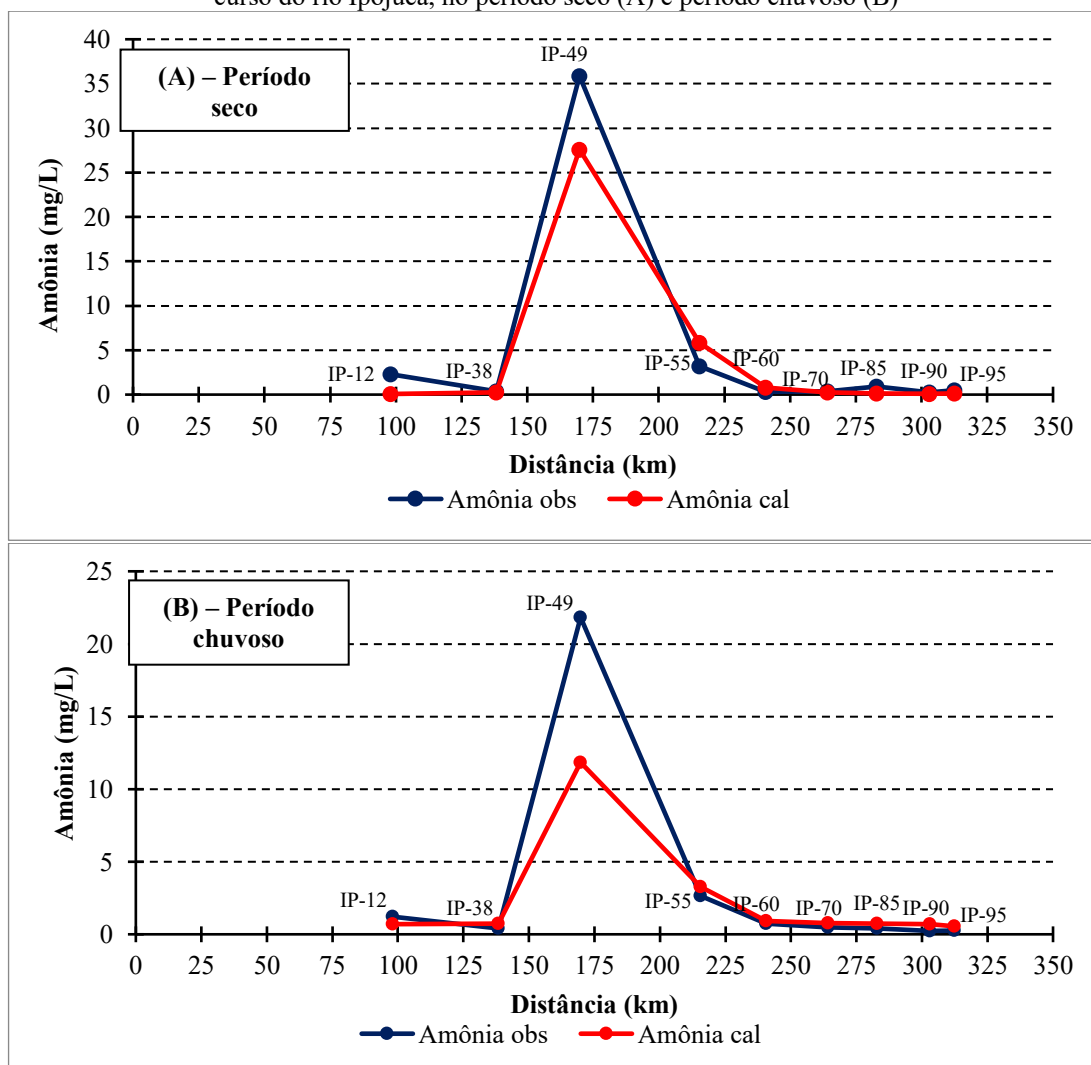
Métrica	Período seco	Período chuvoso
RMSE	3,0016	0,83568
NSE	0,9255	0,66905
Pbias	-20,07%	-11,88%

Fonte: O Autor (2024).

O NSE (Nash-Sutcliffe Efficiency), que avalia a eficiência do modelo em prever os dados observados, foi de 0,9255 para o período seco e 0,66905 no período chuvoso. Embora, ambos os valores indiquem que o modelo tem uma eficiência razoável, a maior eficiência no período seco sugere que o modelo foi mais eficaz em capturar a variabilidade da concentração de amônia neste período. O valor mais baixo no período chuvoso reflete a dificuldade do modelo em lidar com as condições mais dinâmicas, como o aumento das vazões e a diluição de poluentes associadas às chuvas.

O Pbias (Percent Bias), que mede a tendência do modelo em super ou subestimar os dados observados, apresentou valores de -20,07% no período seco e -11,88% no período chuvoso. Esses resultados indicam que o modelo subestimou as concentrações de amônia em ambos os períodos, com uma subestimação mais acentuada no período seco. Esse viés negativo pode estar relacionado a uma simplificação nas fontes de poluição por amônia ou à dificuldade do modelo em capturar certos processos biogeoquímicos que influenciam a concentração de amônia, especialmente em condições de fluxo reduzido. Na Figura 4.12 tem-se os valores de Amônia calculados e observados nos pontos de monitoramento ao longo do percurso do rio.

Figura 4.12 – Amônia estimada pelo modelo nos pontos de monitoramento e Amônia observada, ao longo do curso do rio Ipojuca, no período seco (A) e período chuvoso (B)



Fonte: O Autor (2024).

A análise de desempenho do modelo para a simulação de fósforo no rio Ipojuca, apresentada na Tabela 4.11, indica um comportamento aceitável em ambos os períodos estudados, embora com algumas diferenças significativas entre o período seco e o período chuvoso. A métrica RMSE (Root Mean Square Error), que reflete o erro médio entre os valores observados e simulados, foi de 0,4802 no período seco e 4,1558 no período chuvoso. Esses valores indicam um desempenho consideravelmente melhor no período seco, sugerindo que o modelo conseguiu prever as concentrações de fósforo com maior precisão durante este período. A maior diferença entre os valores simulados e observados no período chuvoso pode ser atribuída a processos como o aumento de escoamento superficial e maior transporte de fósforo em condições de chuva intensa.

Tabela 4.11 – Métrica de desempenho do modelo para Fósforo

Métrica	Período seco	Período chuvoso
RMSE	0,4802	4,1558
NSE	0,9846	0,9636
Pbias	-28,15%	17,15%

Fonte: O Autor (2024).

O NSE (Nash-Sutcliffe Efficiency), que mede a eficiência do modelo, foi bastante elevada em ambos os períodos, com 0,9846 no período seco e 0,9636 no período chuvoso. Esses valores indicam que o modelo é eficiente em representar as concentrações de fósforo em ambos os cenários, com ligeira superioridade no período seco. No entanto, o desempenho consistente do modelo sugere que ele capta adequadamente as variações no comportamento do fósforo ao longo do rio, mesmo em condições mais desafiadoras como as do período chuvoso.

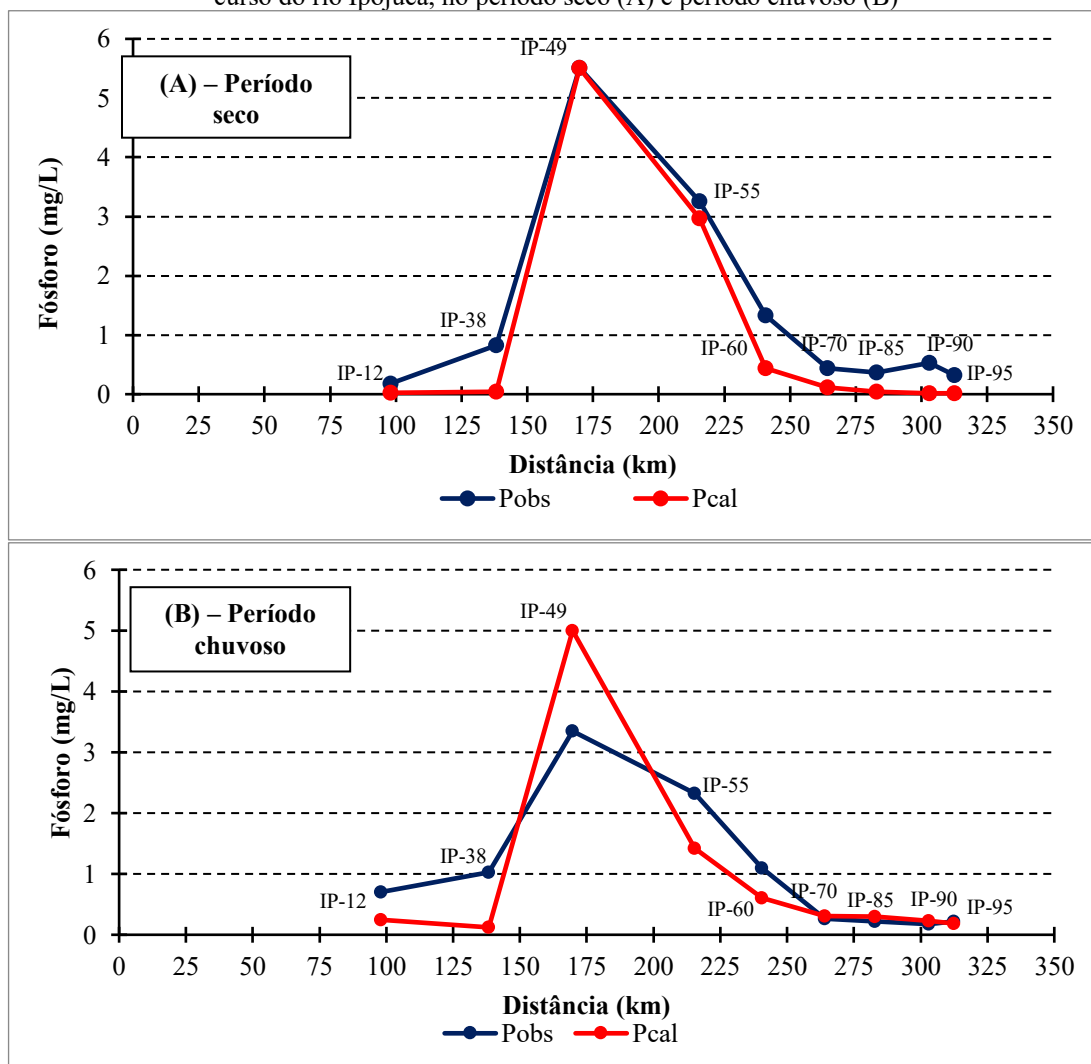
O Pbias (Percent Bias), que avalia a tendência de super ou subestimação dos dados pelo modelo, apresentou um valor de -28,15% no período seco e 17,15% no período chuvoso. Isso indica que o modelo subestimou as concentrações de fósforo no período seco e superestimou os valores no período chuvoso. A subestimação significativa no período seco pode refletir uma simplificação das fontes de fósforo ou da dinâmica de sua liberação em condições de baixa vazão, enquanto a superestimação no período chuvoso pode estar associada à dificuldade do modelo em representar adequadamente o transporte de fósforo durante eventos de chuva intensa. Na Figura 4.13 evidencia-se os valores de Fósforo calculados e observados nos pontos de monitoramento ao longo do percurso do rio Ipojuca.

Em estudo de Gomes *et al.* (2018), realizado no rio dos Sinos, no Rio Grande do Sul, a modelagem com o QUAL-UFMG foi focada na influência de atividades antrópicas, como o descarte de efluentes e a ocupação desordenada da bacia, também utilizou o NSE para verificação de desempenho. Neste caso, o modelo apresentou um ajuste satisfatório, principalmente quando houve um controle rigoroso das variáveis ambientais, atingindo um valor de NSE maior de 0,75 para DBO e P. Assim, observa-se que o modelo reproduziu de forma moderada os dados observados no rio dos Sinos, o que é considerado um desempenho aceitável, porém com espaço para melhorias, especialmente em períodos com variações extremas nas condições ambientais.

De acordo com Lima *et al.* (2018), em pesquisa realizada para caracterizar a qualidade de água na bacia hidrográfica do Açude Acarape do Meio, no estado do Ceará, no semiárido brasileiro, com o modelo QUAL-UFMG, também se obteve um desempenho satisfatório. O NSE gerado com os dados observados em relação aos elementos simulados foi de 0,56, 0,93,

0,80 para OD, DBO e Fósforo Total, respectivamente, evidenciando um bom desempenho, para dados médios do ano de 2014, em período chuvoso para o Açude Acarape do Meio.

Figura 4.13 – Fósforo estimado pelo modelo nos pontos de monitoramento e Fósforo observado, ao longo do curso do rio Ipojuca, no período seco (A) e período chuvoso (B)



Fonte: O Autor (2024).

A análise das métricas de desempenho para validação do modelo são apresentadas na Tabela 4.12, mostrando o comportamento dos parâmetros de qualidade da água, tanto no período seco em 2004, quanto no período chuvoso em 2008, refletindo as complexidades inerentes à modelagem de qualidade nos diferentes cenários hidrológicos. Para o Oxigênio Dissolvido (OD), os valores de RMSE na validação (2,74 no período seco e 1,84 no chuvoso) são significativamente superiores aos da calibração (0,6675 no seco e 0,83568 no chuvoso), sugerindo maior dificuldade do modelo em capturar a variabilidade do OD durante a validação. Além disso, o NSE, que alcançou valores positivos elevados na calibração (0,78873 no seco e 0,66905 no chuvoso), apresentou deterioração na validação, especialmente no período chuvoso

(-1,07), indicando perda de precisão. O Pbias na validação, apesar de relativamente baixo no seco (-3,38%), apresenta uma diferença notável em relação ao valor obtido na calibração (-9,90%).

Tabela 4.12 – Métricas de desempenho (validação) para os parâmetros de qualidade, referentes período seco de 2004 e período chuvoso de 2008

Parâmetro e métrica	Período seco	Período chuvoso
OD		
RMSE	2,74	1,84
NSE	0,005	-1,07
Pbias	-3,38%	-11,52%
DBO		
RMSE	4,11	4,19
NSE	-1,54	-0,63
Pbias	21,34%	28,15%
Amônia		
RMSE	0,78	0,77
NSE	-1,55	-0,76
Pbias	-36,29%	35,73%
Fósforo total		
RMSE	0,35	0,35
NSE	0,62	-0,79
Pbias	-37,77%	-36,75%

Fonte: O Autor (2024).

Para a DBO, o RMSE também é maior na validação (4,11 no seco e 4,19 no chuvoso) quando comparado à calibração (4,9657 no seco e 4,1558 no chuvoso), embora os valores sejam mais próximos. O NSE, que alcançou valores muito altos na calibração (0,9777 no seco e 0,9636 no chuvoso), caiu para valores negativos na validação (-1,54 no seco e -0,63 no chuvoso), refletindo desafios do modelo em simular os padrões de matéria orgânica. O Pbias obtido na validação foi maior (21,34% no seco e 28,15% no chuvoso), apontando uma tendência de superestimação mais pronunciada do que na calibração.

A análise da amônia revelou apresenta um RMSE menor na validação (0,78 no período seco e 0,77 no chuvoso), em comparação à calibração (3,0016 no seco e 0,83568 no chuvoso), o desempenho do modelo, medido pelo NSE, caiu significativamente, passando de valores positivos elevados na calibração (0,9255 no seco e 0,66905 no chuvoso) para negativos na validação (-1,55 no seco e -0,76 no chuvoso). O Pbias também evidenciou algumas mudanças, enquanto na calibração indicava subestimação moderada (-20,07% no seco e -11,88% no chuvoso), na validação mostrou subestimação acentuada no período seco (-36,29%) e superestimação significativa no período chuvoso (35,73%). Esses resultados podem indicar que o modelo enfrenta dificuldades para reproduzir com consistência a dinâmica da amônia em diferentes condições sazonais.

No que tange o fósforo, o RMSE na validação (0,35 em ambos os períodos) foi consistente, enquanto na calibração, os valores foram mais altos (0,4802 no seco e 4,1558 no chuvoso). O NSE na validação mostrou desempenho razoável no período seco (0,62) e queda acentuada no chuvoso (-0,79), em contraste com os altos valores obtidos na calibração (0,9846 no seco e 0,9636 no chuvoso). O Pbias na validação (-37,77% no seco e -36,75% no chuvoso) apresentou tendência de subestimação semelhante à calibração (-28,15% no seco), porém, de maior magnitude.

Apesar das diferenças registradas entre os períodos de calibração e validação, os resultados obtidos para as métricas de desempenho reiteram a relevância do modelo para a análise da qualidade da água. Mesmo diante de flutuações nas métricas, como o NSE e o Pbias, os dados demonstraram que o modelo possui capacidade robusta de captar as dinâmicas gerais de poluição em diferentes condições sazonais, validando sua aplicabilidade. A análise evidencia que o modelo já se configura como um instrumento promissor para diagnóstico e gestão ambiental, permitindo identificar padrões relevantes e subsidiar tomadas de decisão na bacia do rio Ipojuca. Ademais, com ajustes futuros, voltados à minimização de discrepâncias específicas e ao refinamento na parametrização de variáveis críticas, possuem o potencial de aprimorar ainda mais a precisão e a confiabilidade do modelo, consolidando-o como uma ferramenta estratégica no gerenciamento integrado de recursos hídricos.

De acordo com Carvalho, Gonçalves e Couto (2021), em trabalho realizado na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, a simulação com o modelo QUAL-UFGM, apontou que as enquadramento exerce significativa influência nas vazões de diluição de efluentes, com aumento dos valores consoantes ao nível e restrição, ou seja, cada vez que diminui a DBO permitida no corpo d'água, a vazão de diluição eleva-se. Neste caso, em pontos do rio Piracicaba onde a vazão disponível para outorga for inferior à requerida para diluição de efluentes, sugere-se determinar a redução de carga necessária ou então outra localização ao longo do curso d'água com disponibilidade hídrica.

Ademais, em estudo de Fortunato *et al.* (2020), também no rio Piracicaba, as concentrações máximas estimadas para nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato não superaram os padrões de qualidade ambiental estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para cursos d'água classe 2. Neste caso, aponta-se que o modelo QUAL-UFGM foi capaz de também apontar possíveis inibições na produção das formas mais oxidadas de nitrogênio.

A modelagem de qualidade de água com o referido modelo também pode apontar situações mais restritivas para enquadramento. Conforme foi apontado em trabalho Rodrigues *et al.* (2022) as curvas de permanência de qualidade para DBO levando-se em conta

o tratamento de esgoto implantado e em operação na bacia hidrográfica do Rio Benevente, indica perspectiva de enquadramento mais restritiva do que acordado no enquadramento legal em vigor e, portanto, auxiliam os tomadores de decisão a priorizarem objetivos de qualidade da água mais restritivos, buscando maior proteção à bacia. Ademais, os autores apontam que as curvas representam de forma consistente a inter-relação dos aspectos quantitativos e qualitativos dos recursos hídricos, essencial à gestão hídrica.

Outros estudos, como o realizado por Scandian *et al.* (2021), no rio de rio Muqui do Norte, atesta a que o modelo QUAL-UFMG apontou que para atender o padrão de qualidade associado ao OD em toda a extensão do rio em questão, a eficiência de remoção de DBO nas estações do município de Atílio Vivácqua deveria ser elevada para um mínimo de 70%. Com isso, estes estudos que realizam simulações acerca dos diferentes níveis de intensidade de carga poluidora, podem ser aprimorados com o uso de metodologias como o TMDL. Assim, pode-se integrar a alocação de cargas e também as eficiências de processos de tratamento, o que pode ser aplicado no rio Ipojuca para aperfeiçoamento dos resultados, considerando a sazonalidade e as fontes de poluição.

Neste contexto, os dados obtidos na modelagem destacam a importância de monitorar a carga poluidora de DBO e de nutrientes em diferentes condições climáticas, pois revelam variações significativas na qualidade da água e na capacidade do rio de suportar a carga orgânica. A comparação entre os períodos seco e chuvoso permite uma compreensão mais abrangente dos desafios ambientais enfrentados pelo rio Ipojuca e reforça a necessidade de intervenções direcionadas para mitigar as fontes de poluição e proteger os recursos hídricos.

Em ambos os períodos, os resultados indicam que a poluição orgânica e a carga de nutrientes são responsáveis por grandes déficits de oxigênio, o que afeta negativamente a qualidade da água. Esse déficit acentuado é especialmente preocupante em áreas próximas aos centros urbano, industriais e agrícolas que contribuem para as maiores demandas bioquímicas de oxigênio e lançamento de nutrientes. Estes dados reforçam a necessidade de intervenções e tratamento adequado de efluentes, visando a implementação de ações de controle de poluição para o enquadramento adequado dos recursos hídricos da bacia, conforme estabelecido pela legislação brasileira.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A modelagem destaca a importância de estratégias de gestão que considerem as variações sazonais para mitigar os impactos sobre a qualidade da água e garantir a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos. De forma geral, o desempenho do modelo para os parâmetros de DBO, OD, Amônia e Fósforo foi satisfatório, com alta precisão e eficiência, especialmente no período seco. No entanto, a maior tendência de superestimação durante o período chuvoso indica a necessidade de ajustes adicionais no modelo para capturar melhor as variações mais complexas associadas ao aumento das cargas poluentes e ao escoamento superficial que ocorrem neste período.

Assim, indica-se que ajustes adicionais podem ser necessários para melhorar a performance do modelo em condições hidrológicas mais dinâmicas, como aquelas observadas no período chuvoso. Ademais, os locais que apresentam maiores déficits de oxigênio e deterioração da qualidade de água ocorrem em áreas de intensa atividade pecuarista e industrial. A compreensão desses processos é essencial para a gestão eficaz dos recursos hídricos, fornecendo relevantes informações para o enquadramento da bacia, contemplando as características ambientais, qualidade da água e os usos preponderantes.

O comportamento observado na modelagem sugere que o rio Ipojuca está sob significativa pressão antrópica, com seções do rio apresentando níveis críticos de poluição orgânica. Essas atividades podem ter impactos severos nos ecossistemas aquáticos, reduzindo a disponibilidade de oxigênio dissolvido e comprometendo a sobrevivência de espécies aquáticas sensíveis. Esses dados destacam a necessidade de intervenções para mitigar as fontes de poluição, implementar estações de tratamento de efluentes e melhorar a ordenação do atividades antrópicas ao longo do rio.

REFERÊNCIAS

ALFIERI, L.; PAPPENBERGER, F.; WATERHALL, F.; HAIDEN, T.; RICHARDSON, D.; SALAMON, P. Evaluation of ensemble streamflow predictions in Europe. **Journal of Hydrology**, volume 517, n. 19, p. 913-922, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.06.035>.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Nota Técnica n. 14, de 27 de março de 2018**. Marco Regulatório estabelecendo condições de uso dos recursos hídricos no sistema hídrico Bitury e Belo Jardim, no Estado de Pernambuco. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/todos-os->

documentos-do-portal/documentos-sre/alocacao-de-agua/nt_019_solicitacao_de_informacoes_bitury__iracema_jul2013-final.pdf. Acesso em: 27 jul. 2024.

ANA. Agência Nacional de Águas (ANA). **Portal *HidroWeb*: Sistemas de informações hidrológicas**. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em: 27 jul. 2024.

APAC. Agência Pernambucana de Águas e Clima. **Bacias Hidrográficas - Rio Ipojuca**. Disponível em: <<https://www.apac.pe.gov.br/bacias-hidrograficas-rio-ipojuca/165-bacias-hidrograficas-rio-ipojuca/196-bacia-do-rio-ipojuca>>. Acesso em: ago. 2024.

BRAGA, B. **Introdução à engenharia ambiental**: o desafio do desenvolvimento sustentável. 3. ed. [São Paulo]: Pearson; Porto Alegre: Bookman; 2021. 374 p.

CARVALHO, V. R.; GONÇALVES, J. A. C.; COUTO, E. A. Obtenção de vazão de diluição de efluentes utilizando o modelo de qualidade de água QUAL-UFMG. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 4, p.737-753, 2021. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.004.0056>.

CHAPRA, S. C. **Surface Water–Quality Modeling**. McGraw–Hill, Nova Iorque, EUA, 844p., 1997.

CHAPRA, S. C.; CAMACHO, L. A.; MCBRIDE, G. B. Impact of Global Warming on Dissolved Oxygen and BOD Assimilative Capacity of the World's Rivers: Modeling Analysis. **Water**, 13(17), 2408, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13172408>.

CHEE, K.; KYUNG, R. Prediction of Dissolved Oxygen and Study of Engineered Nanoparticles to Improve Water Quality. **Journal of Geographical Research**, 3(2), 6–10, 2020. <https://doi.org/10.30564/jgr.v3i2.1984>.

CPRH. Agência Estadual de Meio Ambiente. **Relatório de monitoramento da qualidade da água de bacias hidrográficas do estado de Pernambuco**. Governo do estado de Pernambuco, Recife-PE, 2022.

DESHMUKH, D. S.; CHAUBE, U. C.; HAILU, A. E.; GUDETA, A. A.; KASSA, M. T. Estimation and comparison of curve numbers based on dynamic land Use land cover change, observed rianfall-runoff data and land slope. **Journal of Hydrology**, volume 492, p. 89-101, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.04.001>.

EPA, United States Environmental Protection Agency. **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling**. 2^a ed, 455p. Athens, 1985.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2EUNCAS**. Documentation and user model. 189p. Athens, 1987.

FAIR, G. M.; GEYER, J. C.; OKUN, D. A. **Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales (Water and wastewater engineering)**. México: Editorial Limusa, 1973. v. 2. 764 p.

FORTUNATO, T. C. S.; REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S.; SILVA, F. G. B. Behavior simulation of nitrogen compounds in rivers with uncertainty analysis. **Revista Ambiente & Água**, 15(3), e2449, 2020. DOI <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2449>.

GOMES, S. H. R.; GUEDES, H. A. S.; SIQUEIRA, T. M.; CORRÊA, L. B.; ANDREAZZA, R.; HÜFFNER, A. N. Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFGM. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 23, n. 2, p. 275-285, 2018. DOI <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018169332>.

GUO, J.; WANG, L.; YANG, L.; DENG, J.; ZHAO, G.; GUO, X. Spatial-temporal characteristics of nitrogen degradation in typical Rivers of Taihu Lake Basin, China. **Science of The Total Environment**, volume 713, 136456, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136456>.

JI, N.; LIU, Y.; WANG, S.; WU, Z.; LI, H. Buffering effect of suspended particulate matter on phosphorus cycling during transport from rivers to lakes. **Water Research**, volume 216, 118350, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118350>.

KUMAR, B.; MIZUNOYA, T. Sustainability Assessment Model of the Buriganga River Restoration Project in Bangladesh: A System Dynamics and Inclusive Wealth Study. **Sustainability**, volume 14 (2), p. 873, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/su14020873>

LIAO, R.; HU, J.; LI, Y.; LI, S. Phosphorus transport in riverbed sediments and related adsorption and desorption characteristics in the Beiyun River, China. **Environmental Pollution**, volume 266, 3, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115153>.

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 23(1), p. 125–135, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018167115>.

MATOVELLE, C. Analysis of a high Andean river's behavior at loads of organic matter through the use of mathematical models with experimentally determined kinetic rates. **International Journal of Sustainable Development and Planning**, vol. 16, n. 4, pp. 675-682, 2021. <https://doi.org/10.18280/ijstdp.160407>.

MENEZES, J. P. C.; BITTENCOURT, R. P.; FARIAS, M. S.; BELLO, I. P.; FIA, R.; OLIVEIRA, L. F. C. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 21, ed. 3, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016145405>.

PAREDES, J.; ANDREU, J.; SOLERA, A. A decision support system for water quality issues in the Manzanares River (Madrid, Spain). **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 2576-2589, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.02.037>.

PERNAMBUCO. Agência Pernambucana de Águas e Clima. **Proposta de enquadramento dos cursos de água da bacia hidrográfica do rio Ipojuca**: RP8 – Relatório da Proposta de Enquadramento dos Corpos de Água. Recife, PE, 61 p., 2019.

PIMPUNCHAT, B.; SWEATMAN, W. L.; WAKE, G. C.; TRIAMPO, W.; PARSHOTAM, A. A mathematical model for pollution in a river and its remediation by aeration. **Applied Mathematics Letters**, v. 22, n. 3, p. 304-308, 2009.

RIBEIRO, R. V. **Evolução espaço-temporal na qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Ipojuca**. Dissertação (Mestrado Profissional) - Programa de Pós-Graduação em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2020.

RODRIGUES, M. B.; REIS, J. A. T.; SÁ, G. L. N.; ALMEIDA, K. N.; MENDONÇA, A. S. F. Perspectivas para revisão do enquadramento da bacia hidrográfica do Rio Benevente pelo emprego de curva de permanência e modelagem da qualidade da água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 27(4), p. 831–843, (2022). DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-415220210295>.

SAHU R. K.; MISHRA S. K.; ELDHO, T. I. Comparative evaluation of SCS-CN-inspired models in applications to classified datasets. **Agricultural Water Management**, volume 97, n. 5, p. 749-756, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.01.005>.

SALLA, M. R.; PEREIRA, C. E.; ALAMY FILHO, J. E.; PAULA, L. M.; PINHEIRO, A. M. Estudo de autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 18. n. 2, p. 105-114, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522013000200002>.

SCANDIAN, E. H.; SCALZER, C. H. J.; REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F.; SILVA, F. G. B. Evaluation of wastewater treatment inside a watershed with water quality mathematical model – Case study of the Muqui do Norte river watershed (Espírito Santo, Brazil). **Research, Society and Development**, [S. l.], v. 10, n. 12, p. e124101220221, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i12.20221.

SILVA, M. M. A. P. de M.; FARIA, S. D.; MOURA, P. M. Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (MG). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 22, n. 1, p. 133-143, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017134420>.

SILVA, S. R.; SILVA JUNIOR, M. A. B.; LIMA, E. E. S. Analysis and modeling of water quality as a contribution to the preliminary framework proposal for the Una River (Pernambuco/Brazil). **Revista Ambiente & Água**, v. 13 n. 6, e2251, 2018. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2251>.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Lagoas de Estabilização**. Volume 3, Minas Gerais: ABES, 1996.

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

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e tratamento de esgotos**. Volume 1, ed. 4. Editora UFGM. Belo Horizonte, 2014.

YUAN, Y.; NIE, W.; MCCUTCHEON, S.C.; TAGUAS, E. V. Initial abstraction and curve numbers for semiarid watersheds in southeastern Arizona. **Hydrological Processes**, 28(3):774–783, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.9592>.

ZHAO, S.; ZHANG, B.; SUN, X.; YANG, L. Hot spots and hot moments of nitrogen removal from hyporheic and riparian zones: A review. **Science of The Total Environment**, volume 762, 144168, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144168>.

CAPÍTULO 5 – ADAPTAÇÃO E INTEGRAÇÃO DA MODELAGEM TMDL E DA ANÁLISE MULTICRITÉRIO PARA O PLANEJAMENTO SUSTENTÁVEL E CONTROLE DE POLUIÇÃO NA BACIA DO RIO IPOJUCA

Resumo: A bacia hidrográfica do rio Ipojuca, localizada no estado de Pernambuco, encontra-se fortemente impactada por elevados níveis de degradação ambiental, decorrentes principalmente do lançamento de cargas orgânicas não tratadas e da insuficiência dos serviços de esgotamento sanitário em diversos municípios. Nesse sentido, o presente estudo propõe a integração da modelagem TMDL (Total Maximum Daily Load) com a Análise Multicritério, configurando-se como instrumento de apoio ao planejamento ambiental e à gestão dos recursos hídricos, com ênfase na definição de metas progressivas de enquadramento e na priorização territorial das intervenções. A metodologia empregada contemplou a simulação de distintos cenários de redução das cargas poluidoras por meio do modelo TMDL, associada à avaliação multicritério dos municípios, fundamentada em indicadores de cobertura, desempenho operacional, capacidade financeira e qualidade da água. Os resultados indicam impactos ambientais severos na bacia, revelando que reduções setoriais isoladas de demanda bioquímica de oxigênio e nutrientes, oriundos de fontes domésticas, industriais, pecuárias ou agrícolas, mostram-se insuficientes para reverter o quadro atual. Cenários integrados de mitigação, com redução superior a 75% das cargas poluidoras de todas as fontes, apresentaram os melhores resultados, permitindo alcançar níveis de conformidade superiores a 70% para os parâmetros de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, compatíveis com as metas finais de enquadramento. Evidenciou-se também a viabilidade de adoção de uma meta intermediária de enquadramento em Classe 3 ao longo da extensão do rio como etapa transitória. No que concerne aos nutrientes, a amônia apresentou conformidade acima de 88% em todos os cenários, indicando menor relevância como fator de impacto. O fósforo revelou-se mais complexo em sua relação com a autodepuração do rio, especialmente no período chuvoso, quando grande parte da extensão permanece com valores acima dos limites estabelecidos, mesmo em cenários mais restritivos. Adicionalmente, a Análise Multicritério permitiu a hierarquização das prioridades municipais, destacando localidades como São Caitano e Bezerros para intervenções no âmbito dos serviços de saneamento. Assim, conclui-se que a abordagem integrada constitui ferramenta metodológica robusta para o aprimoramento da governança hídrica, controle da poluição difusa e pontual, e promoção da gestão sustentável e equitativa dos recursos hídricos na bacia do rio Ipojuca.

Palavras-chave: gestão integrada, qualidade da água, modelagem ambiental, mitigação ambiental.

1 INTRODUÇÃO

A degradação dos corpos hídricos tem se intensificado nas últimas décadas em função do crescimento urbano desordenado, da precariedade dos serviços de saneamento e da ausência de mecanismos eficazes de planejamento integrado (Goodarzi *et al.*, 2023; Sidek *et al.*, 2024). Na bacia hidrográfica do rio Ipojuca, localizada no estado de Pernambuco, esse cenário é

particularmente grave, com significativas cargas orgânicas sendo lançadas diretamente no ambiente aquático, sem o devido tratamento. O comprometimento da qualidade da água, além de restringir os usos múltiplos dos recursos hídricos, compromete a segurança hídrica, a saúde pública e o equilíbrio ecológico da região (Anjinho *et al.*, 2021; Iavorivska *et al.*, 2021; Cheng *et al.*, 2022).

A insuficiente cobertura dos serviços de esgotamento sanitário nos municípios integrantes da bacia hidrográfica do rio Ipojuca contribui diretamente para o aumento da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e da concentração de nutrientes, bem como para a diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido (OD) nos corpos d'água, comprometendo a capacidade natural de autodepuração desses ecossistemas aquáticos. Apesar dos avanços legais e institucionais, a universalização do acesso ao saneamento básico ainda representa um desafio estrutural no Brasil, especialmente em regiões que concentram elevados índices de vulnerabilidade social e ambiental (Nunes *et al.*, 2021; Carvalho *et al.*, 2023). Estima-se que apenas uma fração da carga orgânica gerada nacionalmente seja de fato removida por sistemas de tratamento, o que evidencia a necessidade de soluções integradas e escalonadas no âmbito das bacias hidrográficas (Von Sperling, 2007; Almeida *et al.*, 2022).

Nesse contexto, a modelagem TMDL (*Total Maximum Daily Load*) desponta como uma ferramenta robusta para a estimativa das cargas máximas admissíveis de poluentes, compatíveis com os objetivos de qualidade definidos nos enquadramentos dos corpos hídricos (Adnan *et al.*, 2022). A partir de sua aplicação, é possível simular cenários de mitigação, quantificar impactos de diferentes fontes poluidoras e propor metas progressivas de recuperação ambiental (Fan *et al.*, 2021). No entanto, a eficácia da implementação dessas medidas depende, também, da identificação territorializada das prioridades de intervenção, o que demanda a incorporação de abordagens multicritério no processo decisório.

A análise multicritério, ao permitir a consideração simultânea de aspectos técnicos, operacionais, econômicos e ambientais, oferece suporte à definição de estratégias mais equitativas e realistas de gestão (Mladenović-Ranisavljević *et al.*, 2021; Jordan *et al.*, 2023). Com isso, sua integração com a modelagem TMDL pode ampliar a capacidade de diagnóstico e intervenção sobre os sistemas hídricos, especialmente em bacias hidrográficas com múltiplos agentes, pressões e contextos municipais heterogêneos.

Diante do exposto, o presente capítulo tem como objetivo integrar a modelagem TMDL (*Total Maximum Daily Load*) à Análise Multicritério como instrumento técnico de apoio ao planejamento ambiental e à gestão dos recursos hídricos na bacia do rio Ipojuca. A modelagem TMDL permite estimar as cargas máximas de poluentes admissíveis no corpo hídrico, levando

em consideração as principais fontes de contaminação, a exemplo das fontes domésticas, industriais, pecuárias e agrícolas, além de possibilitar a simulação de diferentes cenários de redução. Complementarmente, a Análise Multicritério, fundamentada em indicadores relacionados ao atendimento dos serviços de saneamento, ao desempenho operacional, à capacidade financeira e à qualidade da água, tem como finalidade hierarquizar os municípios de acordo com sua contribuição nos impactos ambientais na bacia. Deste modo, a combinação dessas ferramentas metodológicas busca subsidiar a definição de metas progressivas de enquadramento dos corpos d'água e identificar os territórios que demandam maior prioridade para intervenções em esgotamento sanitário, promovendo a melhoria da qualidade ambiental e o fortalecimento da gestão integrada dos recursos hídricos na região.

2 METODOLOGIA

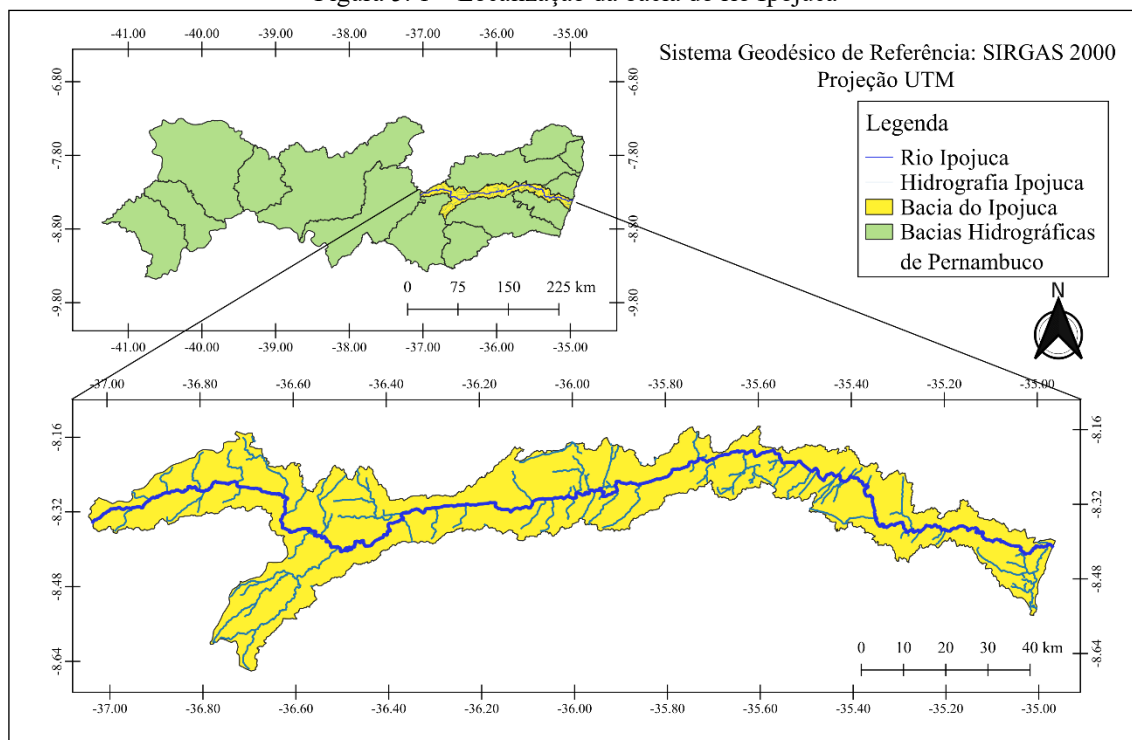
2.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Ipojuca, situada no território pernambucano, configura-se como uma unidade de planejamento hídrico de relevância regional, englobando diversos municípios e atividades econômicas que exercem papel estratégico no desenvolvimento socioeconômico do estado. Com extensão territorial estimada em 3.435,34 km², essa bacia compreende centros urbanos de destaque, a exemplo de Ipojuca, Jaboatão dos Guararapes, Cabo de Santo Agostinho, Bezerros e Caruaru. O rio Ipojuca percorre aproximadamente 320 quilômetros, seguindo predominantemente uma orientação no sentido oeste-leste (APAC, 2024). A Figura 5.1 ilustra a localização geográfica da bacia hidrográfica do rio Ipojuca no contexto do estado de Pernambuco.

A área abrange diversos municípios de expressiva relevância econômica para o estado de Pernambuco, entre os quais se destacam Caruaru, Bezerros, Belo Jardim, Escada e Ipojuca. O dinamismo da economia urbana manifesta-se, sobretudo, no predomínio do setor terciário, com ênfase nas atividades comerciais e de serviços, fortemente impulsionadas pelo turismo. Destaca-se, nesse contexto, a localidade de Porto de Galinhas, reconhecida nacional e internacionalmente como um dos principais destinos turísticos do litoral pernambucano. Paralelamente, o setor industrial exerce papel fundamental, notadamente nas imediações de Caruaru, onde se concentram polos industriais voltados, em especial, à produção têxtil. Esse desenvolvimento, contudo, acarreta desafios significativos no que tange à geração de efluentes,

demandando estratégias eficazes de monitoramento e controle ambiental para assegurar a preservação da qualidade das águas do rio Ipojuca e de seus tributários.

Figura 5. 1 – Localização da bacia do rio Ipojuca



Fonte: O Autor (2024).

No meio rural, observa-se uma diversidade de práticas agropecuárias, influenciadas pelas características edáficas e pela localização geográfica das propriedades. As atividades agrícolas concentram-se no cultivo de grãos, frutas e hortaliças, representando importante componente da economia local. Entretanto, o uso intensivo de fertilizantes químicos e defensivos agrícolas constitui fator de risco à integridade dos recursos hídricos, sendo imprescindível a adoção de práticas sustentáveis de manejo do solo e da água, com vistas à mitigação dos impactos ambientais e à promoção de uma agricultura mais resiliente e compatível com os princípios da gestão integrada dos recursos naturais.

2.2 Aplicação da metodologia *Total Maximum Daily Load - TMDL*

A metodologia adotada fundamenta-se na aplicação do conceito de Carga Máxima Diária de Poluentes (*Total Maximum Daily Load – TMDL*), que se define como a estimativa da carga máxima de determinado poluente que pode ser introduzida em um corpo hídrico sem que os padrões de qualidade da água, previamente estabelecidos para os usos designados, sejam

comprometidos (EPA, 2024). Esse conceito abrange diversos parâmetros de qualidade, tais como a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), fósforo total, metais pesados e oxigênio dissolvido, sendo empregado como instrumento técnico e normativo de planejamento ambiental voltado à restauração e manutenção da integridade dos ecossistemas aquáticos.

O TMDL pressupõe a definição de metas claras para a redução de poluentes, sempre que tal necessidade for evidenciada, e o controle rigoroso das cargas provenientes de fontes pontuais e difusas, por meio da identificação precisa das origens de poluição (Fan *et al.*, 2020). Desse modo, essa metodologia constitui uma estratégia de mitigação da poluição hídrica, pois permite o estabelecimento de medidas corretivas baseadas em limites quantificáveis de emissão de poluentes, contribuindo para a preservação da qualidade ambiental mesmo diante das pressões crescentes oriundas da urbanização e industrialização. A carga máxima admissível de poluentes em um corpo d'água é representada pela Equação 1.

$$\text{TMDL} = \Sigma \text{WLA} + \Sigma \text{LA} + \text{MOS} \quad (1)$$

Em que:

WLA (Waste Load Allocation) corresponde à carga máxima permitida proveniente de fontes pontuais, como estações de tratamento de esgoto e efluentes industriais;

LA (Load Allocation) refere-se à carga proveniente de fontes difusas, tais como escoamento superficial agrícola, áreas urbanas sem infraestrutura adequada e precipitação atmosférica;

MOS (Margin of Safety) consiste na margem de segurança incorporada para lidar com as incertezas associadas à variabilidade ambiental e às limitações dos modelos de simulação, sendo majoritariamente 10% (Nunoo *et al.*, 2020).

A margem de segurança é fundamental para garantir que eventuais imprecisões, ausência de dados ou mesmo inconsistências nas informações utilizadas não comprometam a fidedignidade do TMDL estimado. Assim, a introdução desse parâmetro funciona como uma medida conservadora que assegura a manutenção dos padrões de qualidade mesmo em condições críticas de vazão ou carga, garantindo que os corpos d'água permaneçam compatíveis com os usos a eles atribuídos, mesmo sob cenários hidrológicos adversos (Fakhraei *et al.*, 2017).

Adicionalmente, torna-se imperativo destacar a necessidade de compreender a distinção entre carga e concentração, uma vez que o TMDL é formulado com base na carga, ao passo que os padrões de qualidade da água são usualmente expressos em termos de concentração. Para tanto, deve-se estabelecer uma relação entre ambos, a qual é mediada pela vazão, conforme expressa a Equação 2.

$$\text{Carga} = \text{Concentração} \times \text{Vazão} \quad (2)$$

Em que:

Carga expressa em mg/s ou mg/dia;

Concentração em mg/L;

Vazão em L/s ou L/dia.

A determinação da vazão deve considerar os condicionantes hidrológicos críticos, como os associados a eventos de estiagem ou cheias. No caso de poluentes oriundos principalmente de fontes pontuais, como matéria orgânica, a condição crítica está vinculada a baixas vazões ($Q_{7,10}$, $Q_{95\%}$, entre outras), uma vez que as descargas são contínuas e, portanto, a capacidade de diluição do corpo hídrico é reduzida nessas circunstâncias, resultando em concentrações mais elevadas de poluentes. Por outro lado, para as cargas poluidoras provenientes de fontes difusas, a definição da vazão de referência se mostra mais complexa, pois essas fontes estão associadas ao escoamento superficial gerado por precipitações, cuja variabilidade espacial e temporal dificulta tanto sua determinação quanto sua exclusão dos modelos, dado seu papel fundamental no balanço hídrico e na dinâmica dos nutrientes e sedimentos.

É importante salientar que o TMDL deve ser formulado de forma específica para cada parâmetro de qualidade da água a ser controlado, podendo haver múltiplos TMDLs atribuídos a um mesmo corpo hídrico, seja ele um trecho de rio, um reservatório ou qualquer outro sistema aquático (Jarrell, 1999). Para garantir a efetividade da sua implementação, deve-se priorizar a mitigação das cargas poluidoras em si, mais do que sua simples quantificação.

As fontes pontuais, por apresentarem em geral, altas concentrações de poluentes associadas a vazões relativamente constantes, devem ser manejadas por meio da adoção de tecnologias de tratamento que visem à redução tanto da concentração quanto ao controle da regularidade do lançamento. Já as fontes difusas, embora tipicamente caracterizadas por concentrações mais baixas, podem, em determinados contextos, representar uma ameaça significativa à integridade dos corpos hídricos, sobretudo quando associadas a grandes áreas de contribuição e à ocorrência de chuvas intensas.

2.2.1 Implementação do TMDL

A implementação do TMDL requer, portanto, a definição de prioridades que direcionem os esforços de gestão ambiental para os corpos hídricos mais impactados. Para tanto, é usual a elaboração de um inventário ou lista que identifique os corpos d'água comprometidos e que

necessitam de medidas corretivas urgentes. Com base nessa estrutura conceitual, a aplicação da metodologia TMDL à bacia hidrográfica do rio Ipojuca seguiu as seguintes etapas analíticas:

1. Nome e localização do corpo hídrico ameaçado ou impactado: A bacia hidrográfica do rio Ipojuca foi definida como unidade de análise, abrangendo uma área aproximada de 3.435,34 km² no estado de Pernambuco, com um curso fluvial principal de cerca de 320 km, que atravessa municípios de significativa importância socioeconômica, tais como Caruaru, Bezerros, Belo Jardim, Escada, Jaboatão dos Guararapes e Ipojuca. A bacia apresenta elevados níveis de comprometimento da qualidade da água em trechos específicos, em razão da intensa atividade urbana, industrial e agrícola.

2. Identificação do problema: Diversos trechos da bacia com evidentes sinais de degradação da qualidade da água foram identificados e averiguados, sobretudo no que se refere ao aumento da carga orgânica, ao enriquecimento por nutrientes e à redução dos níveis de oxigênio dissolvido (Capítulos 2 e 3). A insuficiência na coleta e tratamento de esgoto doméstico, o lançamento de efluentes industriais e o manejo inadequado do solo em áreas rurais contribuem de forma significativa para tal situação. Os dados de monitoramento utilizados foram disponibilizados pela Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco (CPRH), referentes ao período de 2010 a 2019 (Capítulo 4).

3. Análise dos objetivos: Estabeleceram-se como objetivos principais a recuperação dos trechos degradados do rio Ipojuca e a manutenção das condições ambientais em áreas ainda preservadas, em conformidade com os usos preponderantes estabelecidos para cada segmento hidrográfico. Os critérios de qualidade utilizados foram aqueles definidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, em conformidade com os enquadramentos legais dos corpos d'água da bacia.

4. Identificação e avaliação das fontes poluidoras: A identificação e avaliação das fontes de poluição na bacia hidrográfica do rio Ipojuca foram conduzidas com base em documentos oficiais, notadamente o Plano Hidroambiental da Bacia do Ipojuca e o Plano Estadual de Recursos Hídricos de Pernambuco. Esses instrumentos orientaram a delimitação da bacia em quatro unidades de análise (UAs), permitindo uma abordagem espacialmente estruturada (Capítulo 3). Com base nessas referências, foram levantadas e caracterizadas as principais fontes poluidoras, incluindo-se fontes pontuais, como redes de esgotamento sanitário com baixa cobertura, estações de tratamento de esgoto e lançamentos de efluentes industriais, bem como fontes difusas, associadas ao escoamento superficial em áreas agrícolas e de pastagens.

5. Associação entre os objetivos de qualidade e as fontes poluidoras: Os padrões de qualidade definidos como metas foram confrontados com as concentrações observadas nos pontos de monitoramento e com a carga estimada proveniente das fontes identificadas, possibilitando a determinação da contribuição relativa de cada tipo de uso do solo e atividade econômica para a deterioração da qualidade da água.

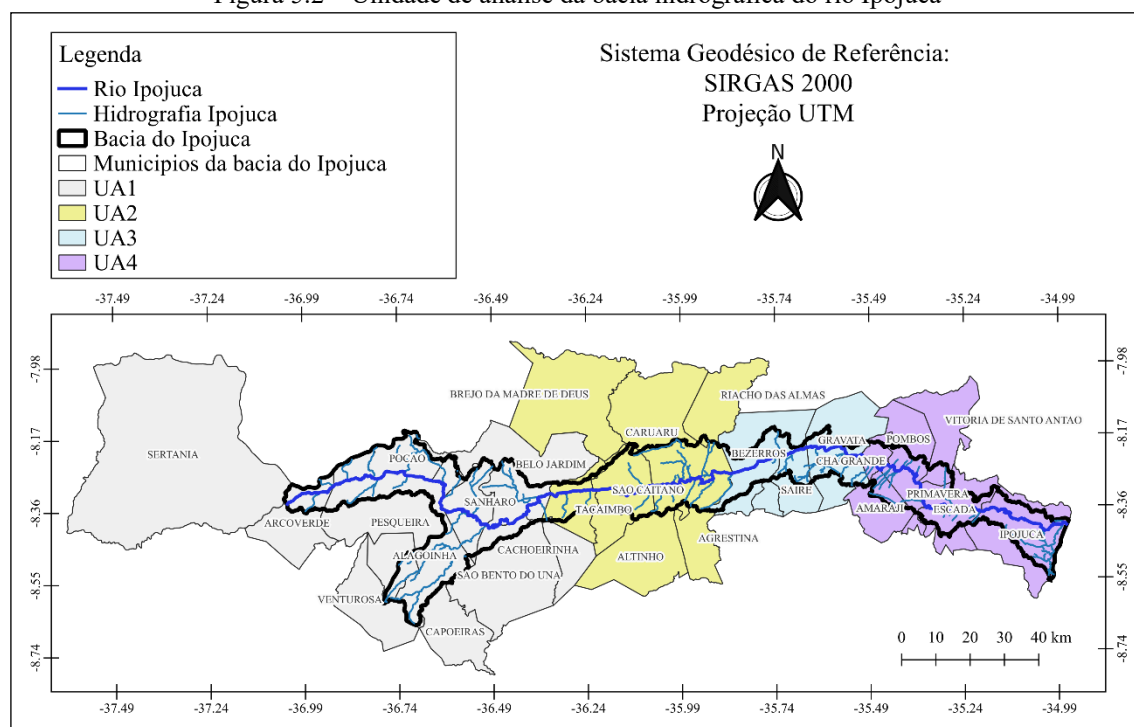
6. Alocação das cargas poluidoras: As cargas críticas admissíveis foram estimadas com base em simulações realizadas por meio do modelo computacional QUAL-UFMG (Capítulo 4), desenvolvido para representar, de forma unidimensional, os processos de transporte, decaimento e transformação de poluentes ao longo de corpos d'água fluviais. A carga total foi então distribuída em frações correspondentes às fontes pontuais (WLA), fontes difusas (LA) e à margem de segurança (MOS), considerando as especificidades de cada trecho da bacia.

7. Planos de implementação e monitoramento: Foram elaboradas recomendações de caráter técnico-operacional, com o intuito de subsidiar os processos de tomada de decisão e orientar ações de gestão integrada. Entre as propostas incluíram-se a ampliação e a requalificação dos sistemas de esgotamento sanitário, o controle da emissão de efluentes industriais, o incentivo à adoção de boas práticas agrícolas e o fortalecimento das estratégias de monitoramento ambiental. Estas ações visaram garantir a efetividade das metas estabelecidas, assegurando a sustentabilidade dos recursos hídricos da bacia do rio Ipojuca frente às demandas atuais e futuras.

Diante desta estrutura metodológica, permite-se avaliar com rigor técnico os limites de suporte à poluição no sistema hidrográfico em estudo. Dessa forma, essa abordagem fornece subsídios concretos para a formulação de estratégias de controle e recuperação ambiental, em consonância com os princípios da gestão integrada dos recursos hídricos.

Com base na estrutura da metodologia TMDL e nos dados de carga orgânica atualmente lançada na bacia hidrográfica do rio Ipojuca, foram definidos e simulados diferentes cenários de intervenção visando a redução da carga de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Amônia ($\text{NH}_3\text{-N}$) e Fósforo (P) e a recuperação dos níveis de Oxigênio Dissolvido (OD) ao longo do curso do rio. As cargas de DBO e nutrientes consideradas foram obtidas a partir das principais fontes de poluição identificadas, doméstica, industrial, pecuária e agrícola, distribuídas nas quatro unidades de análise da bacia, conforme é exposto na Figura 5.2 e sintetizado nas Tabelas 5.1 a 5.3.

Figura 5.2 – Unidade de análise da bacia hidrográfica do rio Ipojuca



Fonte: Pernambuco (2020) e Ribeiro (2020).

Tabela 5.1 – Carga remanescente (kg.DBO/ano)

Unidade de análise	Doméstica (kg.DBO/ano)	Industrial (kg.DBO/ano)	Pecuária (kg.DBO/ano)	Agricultura (kg.DBO/ano)	Total (kg.DBO/ano)
UA1	961.762 (38%)	214.219 (9%)	1.330.398 (53%)	0 (0%)	2.506.378 (100%)
UA2	2.601.577 (80%)	159.706 (5%)	483.678 (15%)	0 (0%)	3.244.960 (100%)
UA3	1.431.576 (56%)	96.827 (4%)	448.506 (18%)	575.378 (23%)	2.552.288 (100%)
UA4	1.357.447 (42%)	1.434.852 (45%)	161.200 (5%)	243.195 (8%)	3.196.694 (100%)
Total	6.352.362 (55%)	1.905.603 (17%)	2.423.782 (21%)	818.573 (7%)	11.500.321 (100%)

Fonte: Pernambuco (2020) e Ribeiro (2020).

Tabela 5.2 – Carga Remanescente (kg P/ano)

Unidade de análise	Doméstica (kg P/ano)	Industrial (kg P/ano)	Pecuária (kg P/ano)	Agricultura (kg P/ano)	Total (kg P/ano)
UA1	15.819 (8%)	350 (0%)	172.611 (85%)	13.804 (7%)	202.584 (100%)
UA2	69.670 (52%)	175 (0%)	63.251 (47%)	1.042 (1%)	134.138 (100%)
UA3	21.214 (19%)	759 (1%)	55.646 (49%)	34.965 (31%)	112.584 (100%)
UA4	25.034 (43%)	3.188 (5%)	18.686 (32%)	11.983 (20%)	58.892 (100%)
Total	131.737 (26%)	4.473 (1%)	310.194 (61%)	61.794 (12%)	508.198 (100%)

Fonte: Pernambuco (2020) e Ribeiro (2020).

Tabela 5.3 – Carga Remanescente (kg N/ano)

Unidade de análise	Doméstica (kg N/ano)	Industrial (kg N/ano)	Pecuária (kg N/ano)	Agricultura (kg N/ano)	Total (kg N/ano)
UA1	92.663 (14%)	3.285 (1%)	535.576 (82%)	25.433 (4%)	656.957 (100%)
UA2	428.109 (68%)	1.643 (0%)	196.759 (31%)	1.920 (0%)	628.430 (100%)
UA3	154.507 (38%)	7.118 (2%)	175.373 (44%)	64.422 (16%)	401.419 (100%)
UA4	175.068 (64%)	18.752 (7%)	59.522 (22%)	22.078 (8%)	275.420 (100%)
Total	850.346 (43%)	30.797 (2%)	967.230 (49%)	113.853 (6%)	1.962.226 (100%)

Fonte: Pernambuco (2020) e Ribeiro (2020).

2.2.2 Cenários simulados

Com o intuito de subsidiar a formulação de estratégias eficazes para a gestão da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Ipojuca, foram concebidos sete cenários de simulação, estruturados a partir dos principais usos antrópicos predominantes no território, abrangendo aportes de origem doméstica, industrial, agrícola e pecuária, além de arranjos integradores que consideram a sinergia entre esses setores. Cada cenário foi delineado com o propósito de avaliar os efeitos de distintas abordagens de controle sobre a dinâmica das cargas poluidoras.

As simulações buscaram estimar a eficácia de intervenções específicas na mitigação das concentrações de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Amônia (NH₃-N) e Fósforo (P), bem como verificar a compatibilidade dos níveis de Oxigênio Dissolvido (OD) com os padrões de qualidade estabelecidos para os corpos hídricos da bacia, conforme os critérios normativos dispostos na Resolução CONAMA nº 357, de 2005 (Brasil, 2025). A aplicação do modelo QUAL-UFGM, detalhada no capítulo 4, permitiu analisar o comportamento espacial e temporal desses parâmetros sob diferentes cenários de manejo das fontes pontuais e difusas de poluição, oferecendo subsídios técnico-científicos robustos para a proposição de medidas voltadas à melhoria da qualidade ambiental.

Nesse contexto, foram elaborados e simulados distintos cenários de intervenção, considerando tanto o período seco quanto o período chuvoso, conforme descrito a seguir:

Cenário 1 – Situação Atual (Cenário de Referência):

Representa as condições vigentes da bacia, incorporando os percentuais de esgoto doméstico lançados sem tratamento em cada município, bem como as cargas setoriais remanescentes registradas nos inventários oficiais. Este cenário estabelece a linha de base para comparação dos efeitos das demais intervenções simuladas.

Cenário 2 – Redução das Cargas Domésticas em 50%:

Avalia os efeitos da ampliação da cobertura dos sistemas de esgotamento sanitário, especialmente nos municípios com maior densidade populacional e elevada carga orgânica, como Caruaru, Gravatá e Ipojuca. A simulação contempla a universalização parcial do tratamento de esgoto sanitário, visando mensurar os benefícios dessa medida sobre os níveis de OD, DBO e nutrientes no corpo d'água.

Cenário 3 – Redução das Cargas Industriais em 50%:

Simula a aplicação de controles ambientais mais rigorosos sobre os efluentes industriais, com destaque para a Unidade de Análise 4, onde a contribuição industrial responde por aproximadamente 45% da carga total. As intervenções simuladas incluem o fortalecimento do licenciamento ambiental, a exigência de tecnologias avançadas de tratamento e o monitoramento mais rigoroso dos lançamentos.

Cenário 4 – Redução das Cargas Agrícolas em 50%:

Neste cenário, são consideradas intervenções para o controle das fontes difusas de origem agrícola, com ênfase também nas Unidades de Análise 1 e 3. O objetivo é simular os efeitos positivos do manejo sustentável da atividade agrícola sobre a qualidade da água e a redução das cargas de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e de nutrientes.

Cenário 5 – Redução das Cargas Pecuárias em 50%:

Este cenário contempla medidas voltadas à mitigação dos impactos da pecuária sobre os corpos hídricos, com ênfase nas Unidades de Análise 1 e 3, onde essa atividade possui maior representatividade. As ações simuladas incluem o manejo adequado dos resíduos pecuários, o isolamento de áreas de acesso direto do gado aos cursos d'água, a proteção de nascentes e a adoção de tecnologias de confinamento e tratamento de dejetos. A simulação visa estimar os ganhos ambientais decorrentes da redução das cargas difusas de origem pecuarista, contemplando DBO e nutrientes.

Cenário 6 – Redução Integrada de Todas as Fontes em 50%:

Simula uma abordagem intersetorial e sinérgica de gestão ambiental, com redução simultânea de 50% nas cargas oriundas das fontes domésticas, industriais, agrícolas e pecuaristas. Abrange todas as unidades de análise da bacia, representando uma estratégia

abrangente de recuperação da qualidade da água, com foco na maximização dos efeitos positivos sobre os indicadores de OD, DBO e nutrientes.

Cenários 7, 8 9 – Cumprimento das Metas de Enquadramento:

Com o propósito de delimitar os patamares críticos de carga poluidora compatíveis com os padrões de qualidade exigidos para os corpos hídricos da bacia do rio Ipojuca, conforme os parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, foram elaborados três cenários sucessivos de redução integrada das cargas lançadas. Esses cenários, concebidos de forma gradual, representam distintos graus de esforço no controle das fontes poluidoras, permitindo avaliar os efeitos de diferentes intensidades de mitigação sobre a qualidade da água ao longo da bacia do rio Ipojuca.

Os cenários descritos constituem a base técnica para uma análise comparativa dos efeitos esperados de distintas estratégias de controle da poluição. Com isso, busca-se subsidiar a formulação de políticas públicas eficazes e a definição de metas realistas para a recuperação ambiental e a promoção da gestão integrada e sustentável da bacia hidrográfica do rio Ipojuca.

2.3 Análise multicritério

À luz dos cenários de mitigação delineados pelos indicadores de saneamento e pela modelagem de cargas críticas (TMDL), a aplicação da Análise Multicritério (MC) emerge como ferramenta complementar no apoio à tomada de decisão. Essa abordagem tem por finalidade sistematizar a identificação dos municípios que devem ser priorizados para a implementação das medidas de controle propostas, considerando, para isso, não apenas os resultados da modelagem TMDL, mas também os indicadores de saneamento e de recursos hídricos da bacia do rio Ipojuca, os quais refletem diretamente o grau de contribuição de cada município para o lançamento de cargas poluidoras no corpo hídrico. Dessa forma, a análise multicritério busca integrar diferentes dimensões socioambientais relevantes, assegurando maior embasamento técnico à priorização territorial das intervenções necessárias à melhoria da qualidade da água na bacia.

A formulação de processos decisórios em contextos complexos demanda a integração de múltiplos fatores, abrangendo desde os objetivos perseguidos e os recursos disponíveis até o grau de conhecimento acumulado sobre a problemática em questão. Nesse escopo, a Análise Multicritério tem se mostrado particularmente eficaz em estudos que envolvem decisões

ambientais, nas quais diversos impactos coexistem e exigem ponderações simultâneas e criteriosas (Nikolić *et al.*, 2010).

Neste estudo, optou-se pela utilização do método PROMETHEE II, implementado por meio de software específico, o qual, segundo Brans e Macharis (2005), constitui uma ferramenta robusta para a ordenação e hierarquização de alternativas com base em múltiplos critérios, possibilitando o tratamento prioritário das situações mais críticas. Essa metodologia favorece, portanto, a identificação de soluções mais adequadas de infraestrutura e gestão socioambiental para os municípios inseridos na bacia do rio Ipojuca e que são responsáveis pelo lançamento de cargas poluidoras.

O PROMETHEE II estrutura-se como um modelo de apoio à decisão frente a conflitos entre alternativas concorrentes, possibilitando que o tomador de decisão elabore um ranking coerente com suas preferências e prioridades. Parte-se do pressuposto de que o processo decisório humano é, em grande medida, influenciado por avaliações subjetivas e percepções individuais, as quais conferem distintos significados a um mesmo objeto ou situação (Carvalho *et al.*, 2011).

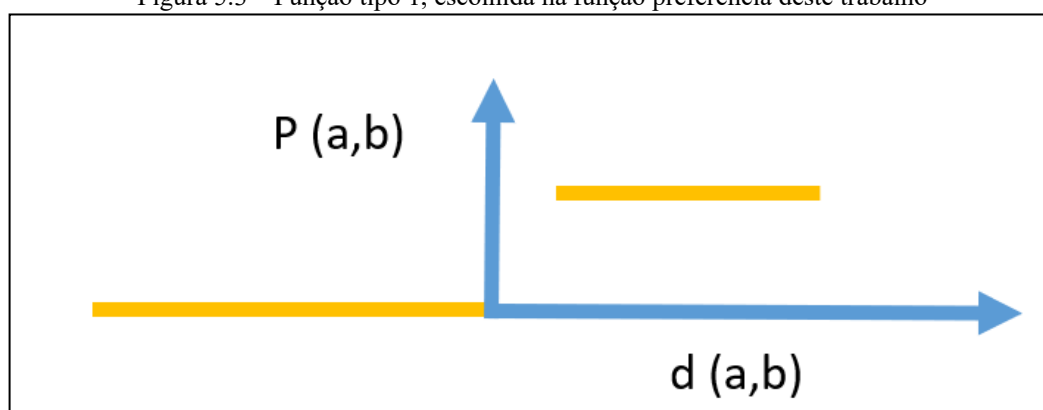
A operacionalização do modelo exige a definição de pesos atribuídos a cada critério considerado, os quais refletem o grau de importância relativo de cada aspecto avaliado frente às alternativas possíveis (Macharis, 2004). Adicionalmente, é necessário especificar uma função de preferência para cada critério, a qual expressa a intensidade com que uma alternativa é preferida em relação a outra, à medida que aumenta a diferença de desempenho entre elas.

Com base nessas definições, o PROMETHEE II estabelece uma estrutura de preferências entre as alternativas, por meio da análise de fluxos de superação. Tais fluxos são compostos por dois componentes: o fluxo positivo, que representa a medida em que uma alternativa supera as demais; e o fluxo negativo, que expressa o grau em que ela é superada pelas outras. Esses fluxos são determinados a partir das comparações par a par entre as alternativas, considerando os critérios estabelecidos e suas respectivas funções de preferência.

Considerando os fundamentos teóricos e operacionais que regem o método PROMETHEE II, Silva (2007) descreve as etapas fundamentais para a utilização do referido software na estruturação de processos decisórios. A etapa inicial consiste no cálculo, para cada par de alternativas, das respectivas diferenças de desempenho, analisadas critério a critério. Essas diferenças, representadas por d , expressam a magnitude com que uma alternativa supera outra em relação a um determinado critério j . Assim, o valor de d objetiva quantificar a vantagem da alternativa A sobre a alternativa B , refletindo a diferença de suas avaliações no escopo do critério analisado.

Em seguida, o processo envolve a aplicação da função de preferência relativa P , a qual traduz o grau de preferência atribuído pelo tomador de decisão a uma alternativa em detrimento de outra, conforme o critério j adotado. Essa função reflete o modelo cognitivo do decisor e incorpora o juízo subjetivo sobre a relevância relativa dos critérios. No presente estudo, adotou-se a função de preferência do tipo I, conforme ilustrado na Figura 5.3. Essa tipologia estabelece que, inexistindo diferença entre as avaliações das alternativas a e b , isto é, quando $f(a) = f(b)$, considera-se a situação de indiferença. Contudo, na presença de distinções entre os desempenhos, atribui-se preferência estrita à alternativa que apresentar melhor avaliação, sem a necessidade de definição de parâmetros adicionais.

Figura 5.3 – Função tipo 1, escolhida na função preferência deste trabalho



Fonte: Cavassin (2004).

No que se refere aos fluxos de superação, estes são calculados a partir da aplicação das equações indicadas na Tabela 5.4, que incorporam os valores definidos pelas funções de preferência. Estes fluxos são classificados em positivos e negativos, representando, respectivamente, o grau com que uma alternativa se sobressai sobre as demais e o grau com que é superada por elas. Deste modo, os fluxos permitem estabelecer, de forma quantitativa, a posição relativa de cada alternativa no conjunto decisório, conferindo robustez e transparência ao processo de priorização.

A definição dos critérios e das respectivas ponderações aplicadas no método PROMETHEE II representa uma etapa fundamental na condução da análise multicritério, uma vez que estrutura o modelo decisório e exerce influência direta sobre os resultados alcançados. No escopo deste estudo, os critérios foram estabelecidos com base na classificação dos impactos decorrentes das deficiências em saneamento básico e na gestão dos recursos hídricos, contemplando variáveis que espelham a complexidade socioambiental dos municípios inseridos na bacia hidrográfica do rio Ipojuca.

Tabela 5.4 – Fórmulas dos fluxos positivos e negativos do método Promethee II

O índice de agregação de preferência (A_i, A_k), dado por:	$\pi(A_i, A_k) = \sum w_j P_j(A_i, A_k)$
O fluxo de entrada, que representa o Fluxo de Sobreclassificação Positivo, expressa o quanto uma alternativa “A” sobreclassificada as outras e é calculado através da fórmula:	$\emptyset_{\text{positivo}}(A_i) = \sum \pi(A_i, A_k)$
O fluxo de saída, que representa o Fluxo de Sobreclassificação Negativo, expressa o quanto uma alternativa “A” é sobreclassificada por outras alternativas e é calculado através da fórmula: Para o método PROMETHEE II é necessário calcular o fluxo líquido:	$\emptyset_{\text{negativo}}(A_i) = \sum \pi(A_i, A_k)$ $\emptyset(A_i) = \emptyset_{\text{positivo}}(A_i) - \emptyset_{\text{negativo}}(A_i)$

Fonte: Silva (2007).

Os referidos municípios foram selecionados por sua significativa contribuição à carga poluidora lançada no rio Ipojuca, conforme detalhado e discutido nos Capítulos 2, 3 e 4. São eles: Poção, Sanharó, Belo Jardim, Tacaimbó, São Caetano, Caruaru, Bezerros, Gravatá, Chã Grande, Primavera, Escada e Ipojuca. A identificação desses entes territoriais e sua posterior avaliação por meio de indicadores técnicos permitiram uma análise criteriosa e direcionada, subsidiando a aplicação do PROMETHEE II como ferramenta de apoio à tomada de decisão em contextos de planejamento e gestão ambiental.

Neste contexto, os critérios utilizados na aplicação do método PROMETHEE II estão sistematizados na Tabela 5.5, totalizando 26 indicadores organizados em quatro categorias temáticas: atendimento de saneamento, aspectos financeiros, desempenho operacional e qualidade da água. A seleção desses critérios foi realizada com o objetivo de refletir, de maneira abrangente, tanto a infraestrutura e a eficiência dos serviços municipais de saneamento básico quanto as condições ambientais observadas na bacia hidrográfica do rio Ipojuca.

Com a finalidade de aprofundar a análise sobre a influência da qualidade da água na gestão local, os critérios pertencentes a essa categoria receberam peso 2, enquanto os demais critérios foram ponderados com peso 1. Os indicadores relacionados à qualidade da água foram derivados da modelagem de qualidade hídrica, ao passo que os demais foram obtidos a partir de bases institucionais do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2025). A categorização proposta busca assegurar uma abordagem analítica integrada, permitindo avaliar, de forma sistêmica, a situação dos municípios em termos de gestão dos recursos hídricos, oferta de serviços públicos essenciais e impactos ambientais decorrentes das atividades antrópicas locais.

Tabela 5.5 – Critérios utilizados, para os municípios em questão

Critério	Descrição	Unidade
Atendimento de saneamento		
C1	Percentual de atendimento de abastecimento de água	%
C2	Percentual de atendimento de coleta de esgoto	%
C3	Percentual da população atendida no município com coleta regular de resíduos	%
C4	Ligações ativas de água por população	Ligações/hab
C5	Ligações ativas de água micromedidas por população	Ligações/hab
C6	Volume de água produzida por população	m ³ /hab.ano
C7	Volume de água tratado em ETAs por população	m ³ /hab.ano
C8	Volume de água micromedido por população	m ³ /hab.ano
C9	Volume de água consumido por população	m ³ /hab.ano
C10	Volume de água faturado por população	m ³ /hab.ano
C11	Ligações total de esgoto por população	Ligações/hab
C12	Ligações ativas de esgoto por população	Ligações/hab
C13	Volume de esgoto coletado por população	m ³ /hab.ano
C14	Volume de esgoto tratado por população	m ³ /hab.ano
C15	Volume de esgoto faturado por população	m ³ /hab.ano
Financeiros		
C16	Arrecadação total por habitante no abastecimento de água e coleta de esgoto	R\$/hab.ano
C17	Despesas totais por habitante no abastecimento de água e coleta de esgoto	R\$/hab.ano
C18	Despesa total com o serviço de coleta de resíduos por população	R\$/hab.ano
Operacional		
C19	Consumo toda de energia elétrica por população no sistema de água e esgoto	kWh/hab.ano
C20	Quantidade de interrupções sistemáticas	Quantidade/hab.ano
C21	Duração das interrupções sistemáticas	Horas/ano
C22	Quantidade de reclamações	Quantidade/hab.ano
Qualidade de Água		
C23	Extensão do rio com DBO dentro do permitido (%)	% da extensão do rio
C24	Extensão do rio com OD dentro do permitido (%)	% da extensão do rio
C25	Extensão do rio com Amônia dentro do permitido (%)	% da extensão do rio
C26	Extensão do rio com Fósforo dentro do permitido (%)	% da extensão do rio

Fonte: O Autor (2025).

Dessa forma, a definição e aplicação dos 26 critérios selecionados, em conjunto com o método multicritério PROMETHEE II, possibilita a obtenção dos fluxos líquidos de preferência para cada município avaliado, permitindo sua hierarquização conforme o grau de necessidade de intervenção. Essa abordagem oferece subsídios robustos para a identificação dos municípios cuja atuação é prioritária no contexto da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, especialmente no que se refere à mitigação de impactos ambientais decorrentes da precariedade dos serviços de saneamento básico e da gestão dos recursos hídricos. Com isso, torna-se possível direcionar, de maneira mais eficaz e assertiva, a implementação das medidas corretivas propostas na modelagem de Carga Máxima Diária Total (TMDL), contribuindo para a melhoria da qualidade

No caso específico do rio Ipojuca, curso hídrico principal da bacia, observa-se a ocorrência das três classes de enquadramento legal: classe 1, classe 2 e classe 3. Essa variação ao longo do curso fluvial reflete a gradação do uso e da degradação da qualidade da água à medida que o rio percorre diferentes regiões, acumulando pressões antrópicas de naturezas diversas. Para corpos d'água de classe 1, exigem-se condições mais restritivas, com oxigênio dissolvido mínimo de 6,0 mg/L, demanda bioquímica de oxigênio máxima de 3,0 mg/L, concentração de amônia não superior a 3,7 mg/L e teor de fósforo total limitado a 0,1 mg/L. No caso de corpos d'água classe 2, os parâmetros admitidos são oxigênio dissolvido mínimo de 5,0 mg/L, demanda bioquímica de oxigênio até 5,0 mg/L, mantendo-se os mesmos limites para amônia (3,7 mg/L) e fósforo (0,1 mg/L). Para corpos d'água classe 3, que permitem usos menos exigentes, os valores de referência são oxigênio dissolvido mínimo de 4,0 mg/L, demanda bioquímica de oxigênio até 10,0 mg/L, amônia até 13,3 mg/L e fósforo total até 0,15 mg/L, refletindo uma flexibilização compatível com sua destinação menos nobre.

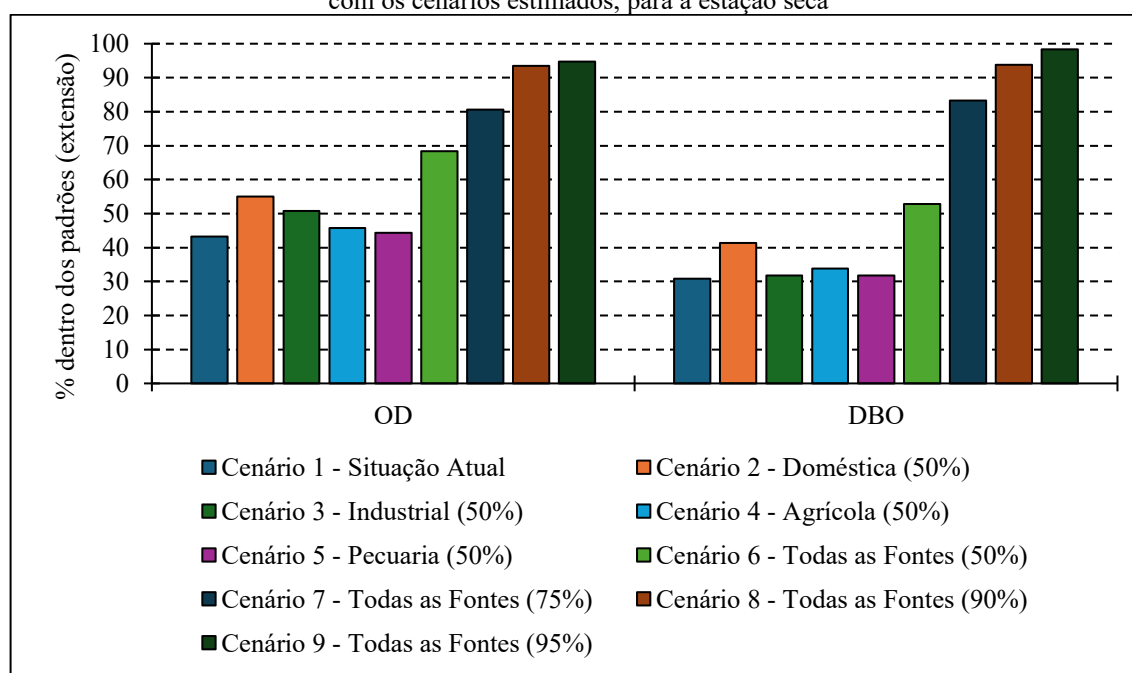
Nas proximidades da nascente, situada em Arcoverde, o trecho inicial do rio é enquadrado como classe 1, condição que exige os mais elevados padrões de qualidade da água, apropriados ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado, à proteção das comunidades aquáticas e à recreação de contato primário. Esse padrão também se mantém em alguns trechos subsequentes, notadamente nas adjacências de municípios como Poção e partes altas de Sanharó, onde a ocupação urbana é menos intensa e a integridade ecológica é relativamente preservada.

Com o avanço do curso fluvial, especialmente a partir da confluência com tributários e o incremento das atividades urbanas, industriais e agropecuárias, a classificação da água decresce para classe 2. Essa classe admite maior tolerância à presença de poluentes, ainda mantendo exigências compatíveis com o abastecimento após tratamento convencional, irrigação de hortaliças e preservação da fauna aquática. Este enquadramento é observado em municípios como Tacaimbó, São Caetano e determinadas porções de Caruaru, onde a pressão demográfica e os aportes de efluentes já configuram desafios significativos à manutenção da qualidade da água.

À medida que o rio segue em direção à porção leste da bacia, atravessando áreas como Escada, Primavera, Gravatá e Ipojuca, os trechos passam a ser classificados como classe 3. Esta classificação é compatível com usos menos restritivos, como navegação, paisagismo e abastecimento industrial, exigindo padrões de qualidade mais permissivos. Essa condição evidencia o acúmulo de cargas poluidoras ao longo do percurso e a necessidade de ações integradas de gestão e saneamento.

Neste contexto, as Figuras 5.5 e 5.6 ilustram, de maneira comparativa, os percentuais da extensão do rio Ipojuca que atendem aos padrões de qualidade exigidos para os corpos hídricos classificados conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005, com base nos parâmetros de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Oxigênio Dissolvido (OD). Os dados apresentados refletem o desempenho ambiental da bacia diante dos nove cenários de simulação propostos, considerando tanto a estação seca quanto a estação chuvosa, o que possibilita avaliar os efeitos sazonais sobre a conformidade com os limites legais.

Figura 5.5 – Percentual de extensão do rio Ipojuca em conformidade aos padrões de enquadramento, de acordo com os cenários estimados, para a estação seca



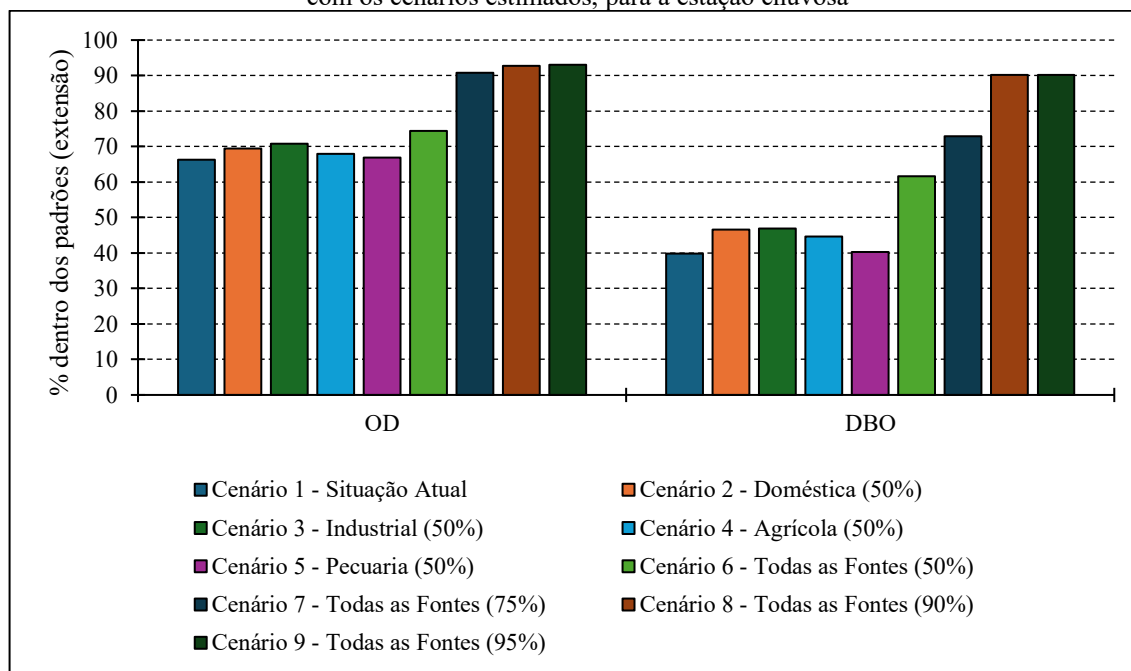
Fonte: O Autor (2025).

A análise dos dados relativos à estação seca e à estação chuvosa evidencia o comportamento da extensão do rio Ipojuca em conformidade com os padrões de qualidade da água estabelecidos para os parâmetros de Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), nos diferentes cenários de redução de carga poluidora definidos na modelagem TMDL. As porcentagens representam a extensão do curso hídrico principal que atinge os requisitos normativos, conforme preconizado pela legislação ambiental.

É válido destacar que o rio Ipojuca não está integralmente enquadrado em uma única classe de uso, mas sim em diferentes classes ao longo de sua extensão. Conforme o enquadramento vigente, determinados trechos do rio são classificados como Classe 1, especialmente nas proximidades da nascente e em áreas de maior preservação ambiental; outros segmentos são enquadrados como Classe 2, abrangendo trechos de transição e uso urbano

moderado; e uma porção considerável da bacia é classificada como Classe 3, especialmente em áreas com maior concentração de atividades antrópicas e lançamentos de efluentes.

Figura 5.6 – Percentual de extensão do rio Ipojuca em conformidade aos padrões de enquadramento, de acordo com os cenários estimados, para a estação chuvosa



Fonte: O Autor (2025).

No Cenário 1, onde se representa a situação atual da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, sem a implementação de qualquer medida de mitigação. Os dados obtidos revelam um quadro de significativa degradação da qualidade da água, sobretudo no período de estiagem, quando a capacidade de diluição do corpo hídrico é consideravelmente reduzida. Nesse contexto, apenas 43,29% da extensão do rio apresenta níveis de oxigênio dissolvido (OD) em conformidade com os padrões estabelecidos, e 30,80% atende aos limites de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), o que evidencia que menos da metade da bacia se encontra dentro dos parâmetros legais. Durante a estação chuvosa, há uma melhoria relativa desses indicadores, com 66,22% da extensão em conformidade com OD e 39,78% com DBO, resultado da maior disponibilidade hídrica e da consequente diluição das cargas poluidoras. Ainda assim, os dados refletem uma pressão antrópica intensa e persistente ao longo do curso d'água.

No que se refere ao Cenário 2, que simula a redução de 50% das cargas de origem doméstica, demonstra ganhos consideráveis na qualidade da água, especialmente na estação seca. O OD alcança 55,05% de conformidade e a DBO sobe para 41,42%, revelando que o esgotamento sanitário urbano exerce influência significativa sobre a degradação ambiental do rio. Durante a estação chuvosa, os índices também melhoram, atingindo 69,45% para OD e

46,65% para DBO. Estes resultados indicam que intervenções voltadas à ampliação da cobertura e eficiência dos sistemas de coleta e tratamento de esgotos domésticos podem gerar impactos positivos expressivos, mesmo de forma isolada.

O Cenário 3, referente à redução de 50% das cargas de origem industrial, apresenta efeitos menos expressivos durante a estação seca, com 50,77% da extensão em conformidade com OD e apenas 31,82% com DBO. Entretanto, os resultados melhoram de forma significativa no período chuvoso, quando o OD atinge 70,77% e a DBO 46,86%, ultrapassando os valores registrados no cenário doméstico. Essa variação sazonal sugere que os efluentes industriais exercem maior influência durante períodos de maior vazão, o que pode estar relacionado à diluição de compostos orgânicos e inorgânicos lançados pelas indústrias. A necessidade de fiscalização e controle mais rigoroso sobre essas fontes é, portanto, evidente.

No Cenário 4, que contempla a redução de 50% das cargas agrícolas, apresenta melhorias discretas nos índices de qualidade da água. Na estação seca, os valores de conformidade para OD e DBO são de 45,75% e 33,88%, respectivamente, enquanto na estação chuvosa atingem 67,91% e 44,68%. A modesta resposta aos esforços de mitigação pode ser atribuída à natureza difusa das fontes agrícolas, cuja carga poluidora é mais difícil de controlar e varia com o manejo do solo, aplicação de insumos e regime de chuvas. Este panorama indica a necessidade de adoção de práticas conservacionistas e incentivos ao uso racional de fertilizantes e defensivos, com vistas à redução da carga orgânica e de nutrientes que impactam os corpos hídricos.

O Cenário 5, que simula a redução de 50% das cargas de origem pecuária, segue um padrão semelhante ao do cenário agrícola, com melhorias limitadas na qualidade da água. Na seca, os índices de conformidade são de 44,31% para OD e 31,85% para DBO, enquanto na estação chuvosa alcançam 66,92% e 40,22%, respectivamente. O baixo impacto da intervenção evidencia que, embora relevantes, as fontes pecuárias isoladas não são determinantes para reverter o quadro de degradação, sendo necessário um esforço coordenado com outros setores para alcançar melhorias mais consistentes.

No que se refere ao Cenário 6, ao considerar-se a redução de 50% das cargas poluidoras provenientes das fontes domésticas, industriais, agrícolas e pecuárias, observam-se avanços significativos na melhoria da qualidade da água. Esta redução resulta em um lançamento máximo de 22.972,06 kg de DBO por dia na bacia hidrográfica. Durante o período seco, a conformidade atinge 56,6% para oxigênio dissolvido e 35,5% para demanda bioquímica de oxigênio, enquanto na estação chuvosa esses percentuais se elevam para 74,43% e 61,63%, respectivamente. Este cenário evidencia que uma atuação integrada e coordenada entre os

diversos setores pode gerar efeitos sinérgicos, potencializando os ganhos ambientais, mesmo diante de um esforço mitigatório de intensidade moderada.

O Cenário 7, por sua vez, ao adotar uma redução de 75% nas cargas oriundas de todas as fontes, apresenta uma resposta ainda mais expressiva nos indicadores de qualidade da água. Essa mitigação resulta em um lançamento máximo de 7.876,93 kg de DBO por dia na bacia. Durante a estação seca, a conformidade do oxigênio dissolvido atinge 80,65%, enquanto a da demanda bioquímica alcança 83,23%, superando inclusive os índices registrados no período chuvoso, que foram de 90,86% e 72,89%, respectivamente. A superioridade dos indicadores na estação seca sinaliza a efetividade de intervenções robustas mesmo sob condições hidrológicas críticas, reforçando a importância de estratégias mais ambiciosas para o controle da poluição hídrica.

No Cenário 8, que propõe o aprofundamento das medidas mitigatórias por meio da redução de 90% das cargas poluidoras provenientes de todas as fontes, os níveis de conformidade aproximam-se dos patamares máximos estabelecidos para a qualidade da água. Com essa redução, o lançamento máximo é de 3.150,77 kg de DBO por dia. Durante a estiagem, verifica-se que 93,51% da extensão do rio apresenta níveis adequados de oxigênio dissolvido, ao passo que 93,85% encontra-se em conformidade com os limites fixados para a demanda bioquímica de oxigênio. Na estação chuvosa, os percentuais mantêm-se elevados, alcançando 92,71% para oxigênio dissolvido e 90,22% para demanda bioquímica, o que evidencia a elevada eficácia de ações intensivas e articuladas de controle da poluição.

O Cenário 9, que simula a alternativa mais rigorosa de mitigação, com a redução de 95% das cargas orgânicas oriundas dos setores doméstico, industrial, agrícola e pecuário, representa o ápice da efetividade no que tange à promoção da qualidade das águas. Essa medida resulta em um lançamento máximo de 1.575,39 kg de DBO por dia na bacia hidrográfica. Durante o período seco, a conformidade alcança 94,80% para oxigênio dissolvido e notáveis 98,37% para demanda bioquímica de oxigênio. Na estação chuvosa, os índices permanecem elevados, registrando 92,98% e 90,22%, respectivamente. Estes resultados, expressivamente superiores, atestam que a recuperação integral da qualidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Ipojuca é tecnicamente viável, desde que sustentada por investimentos estruturantes, ações intersetoriais consistentes e políticas públicas firmes, integradas e continuadas.

A partir dessa análise, infere-se que os cenários 8 e 9 evidenciam a capacidade das abordagens integradas e rigorosas de mitigação em reverter o quadro atual de comprometimento ambiental, restabelecendo os processos de autodepuração e as funções ecológicas do rio. A adoção de tais estratégias configura-se como via promissora para assegurar a sustentabilidade

hídrica da bacia, promovendo os usos múltiplos da água em consonância com os princípios da gestão integrada dos recursos hídricos.

Ressalta-se ainda que os cenários de mitigação setorial isolada, como os cenários 2 (doméstico), 3 (industrial), 4 (agrícola) e 5 (pecuário), promovem incrementos discretos na extensão do rio em conformidade com os padrões de qualidade. Dentre estes, destaca-se o cenário doméstico como o mais eficaz na estação seca, elevando a conformidade de OD para 44,6% e de DBO para 26,4%. Já na estação chuvosa, os impactos da redução das fontes industriais se sobressaem, evidenciando a maior contribuição relativa desses efluentes sob condições de vazão elevada.

Ademais, é válido frisar que os ganhos mais substanciais ocorrem a partir da implementação de estratégias integradas de mitigação. Neste sentido, o cenário 6, com redução de 50% em todas as fontes, eleva significativamente a extensão do rio em conformidade: 56,6% (OD) e 35,5% (DBO) na estação seca, e 70,9% (OD) e 43,2% (DBO) na chuvosa. Essa tendência se intensifica nos cenários subsequentes com maiores reduções: o cenário 7 (75%) já atinge 71,3% de conformidade para OD e 58% para DBO na estação seca, e 84,5% e 66,6%, respectivamente, na chuvosa. O cenário 9, que representa a mitigação mais intensiva (redução de 95% nas cargas), apresenta a maior efetividade, com 88,1% da extensão do rio em conformidade com OD e 97,8% com DBO na estação seca, além de 94,0% e 91,9%, respectivamente, na estação chuvosa. Esses resultados demonstram que é possível alcançar níveis de qualidade compatíveis com os usos designados mediante intervenções sólidas e integradas, que envolvam simultaneamente os setores doméstico, industrial, agrícola e pecuarista.

É perceptível que a estação chuvosa, em geral, apresenta melhores índices de conformidade para o parâmetro OD, resultado da maior capacidade de autodepuração e diluição natural promovida pelo aumento da vazão. Por outro lado, os impactos sobre a DBO mantêm-se elevados mesmo nesse período, sugerindo persistência de cargas orgânicas significativas, provenientes sobretudo de fontes difusas.

Antes da execução plena das metas finais de enquadramento do rio Ipojuca, as quais estabelecem padrões diferenciados de qualidade da água ao longo do curso do rio, com a classificação em Classe 1 para aproximadamente os primeiros 33 quilômetros, Classe 2 para o trecho compreendido entre os 33 e 120 quilômetros, e Classe 3 da marca aproximada dos 120 quilômetros até a foz, recomenda-se a adoção de uma meta intermediária. Esta consistiria no enquadramento provisório de toda a extensão do rio na Classe 3, funcionando como etapa de

transição e adaptação dos sistemas de saneamento, além de permitir o fortalecimento da capacidade institucional e da gestão ambiental da bacia hidrográfica.

A análise dos cenários modelados revela que essa estratégia gradual apresenta viabilidade. Nos cenários de mitigação setorial isolada com redução de 50% das cargas domésticas, industriais, agrícolas e pecuárias (cenários 2 a 5), observa-se uma elevação considerável nos níveis de conformidade com os parâmetros de Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ao longo do rio. Na estação seca, por exemplo, os percentuais de conformidade para OD variam de 48,71% (cenário 5 – pecuária) a 56,40% (cenário 2 – doméstica), enquanto para DBO os valores vão de 36,55% (cenário 5) a 45,54% (cenário 2). Já na estação chuvosa, os percentuais de conformidade aumentam substancialmente: os valores de OD variam de 72,12% (cenário 1 – atual) a 76,68% (cenário 3 – industrial), e os de DBO vão de 50,46% (cenário 1) a 57,63% (cenário 2).

O impacto das intervenções torna-se mais expressivo nos cenários integrados, que consideram a mitigação conjunta de todas as fontes poluidoras. No cenário 6, com 50% de redução em todas as cargas, a conformidade com OD chega a 70,28% na estação seca e 80,28% na chuvosa, enquanto a DBO atinge 59,14% e 74,43%, respectivamente. Esses valores já se aproximam dos limites exigidos para Classe 3 em ambas as estações, indicando que essa meta intermediária pode ser atingida com medidas de mitigação de média intensidade e coordenação intersetorial.

Nos cenários mais ambiciosos (cenários 7 a 9), com reduções de 75%, 90% e 95% em todas as fontes, os níveis de conformidade tornam-se elevados e quase universais. Na estação seca, o OD atinge 84,03%, 94,68% e 95,97%, respectivamente, enquanto a DBO alcança 86,03%, 97,85% e 100,00%. Na estação chuvosa, a conformidade com OD chega a 96,55% (cenário 7), 98,31% (cenário 8) e 98,55% (cenário 9), e a DBO alcança 84,65%, 97,42% e 97,42%, respectivamente. Esses resultados demonstram que o enquadramento em Classe 3 de toda a extensão do rio é não apenas exequível, mas também uma etapa fundamental para alcançar os padrões mais exigentes estabelecidos nas metas finais.

Ademais, é válido salientar que em relação às metas finais de enquadramento, os cenários isolados ainda se mostram limitados. Na situação atual (cenário 1), os valores de conformidade na estação seca são de apenas 43,29% para OD e 30,80% para DBO. Mesmo com mitigação de 50% nas cargas domésticas (cenário 2), esses valores sobem para 55,05% (OD) e 41,42% (DBO), ainda aquém do necessário. Em contraste, os cenários 7 a 9, com reduções mais intensivas e integradas, revelam a viabilidade técnica do cumprimento das metas

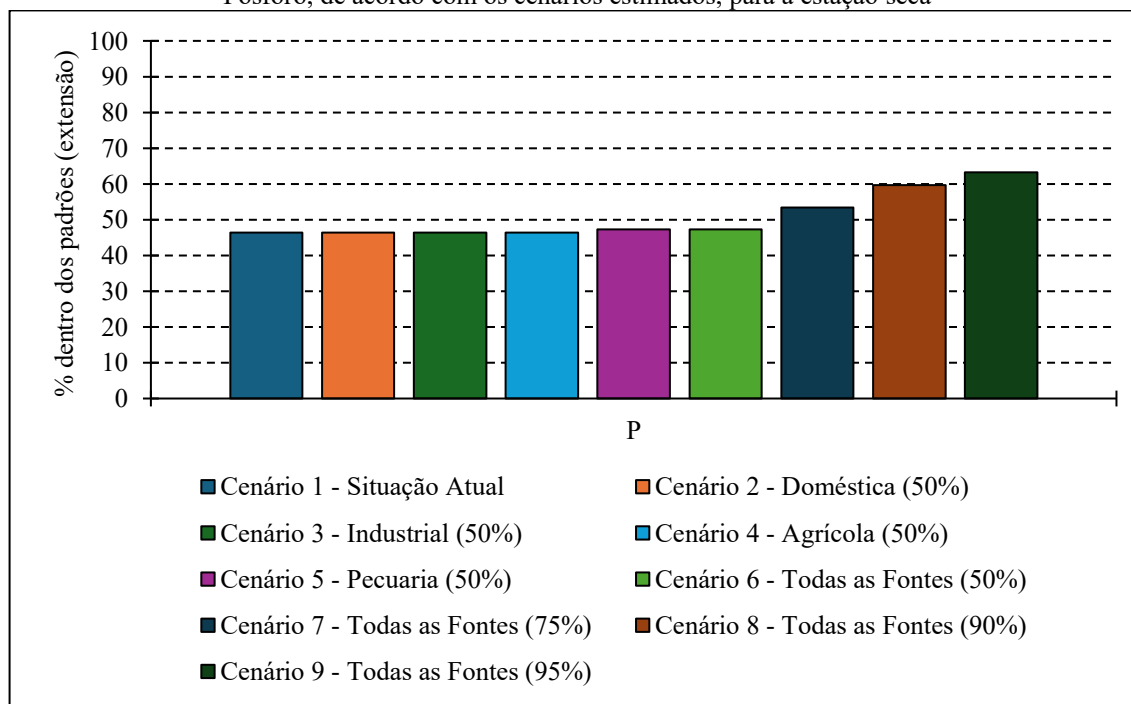
finais: na seca, o cenário 9 apresenta 94,80% de conformidade com OD e 98,37% com DBO; na chuvosa, 92,98% e 90,22%, respectivamente.

Portanto, a implementação de uma meta intermediária de enquadramento em Classe 3 para todo o rio Ipojuca representa uma estratégia adaptativa eficaz, permitindo ganhos graduais e consistentes na qualidade da água para a DBO e OD. Essa abordagem facilita a mobilização de recursos, o fortalecimento da governança e a consolidação das capacidades locais para, futuramente, atingir os padrões mais exigentes das metas finais, com repartição por classe ao longo da extensão do rio.

Em relação aos nutrientes, a Amônia apresenta uma excelente conformidade em todos os cenários estipulados, atingindo valores superiores a 88% já na situação atual (Cenário 1) e, chegando a 100% nos cenários mais restritivos, tanto no período seco quanto no chuvoso. Estes valores indicam que, no contexto da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, a Amônia não constitui um fator crítico de descumprimento dos padrões de qualidade da água.

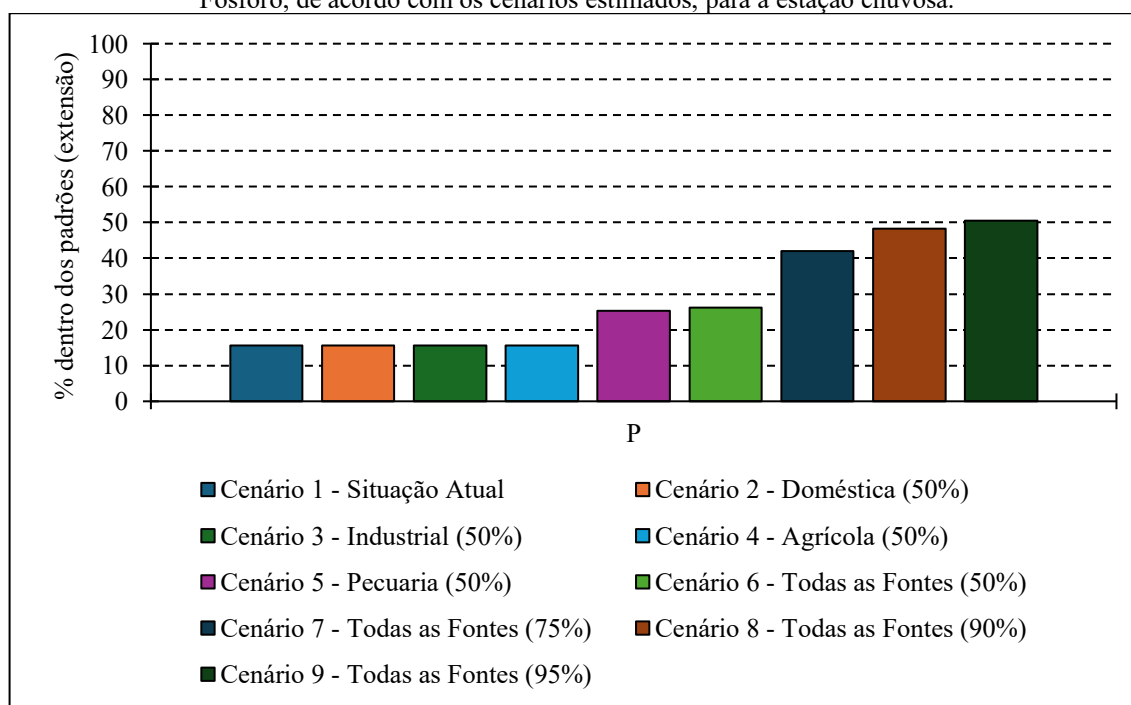
No que tange o Fósforo, as Figuras 5.7 e 5.8 expõem a percentual de conformidade ao longo da extensão do rio Ipojuca, no período seco e chuvoso, respectivamente. Neste contexto, observa-se que o percentual de conformidade ao longo da extensão do rio Ipojuca apresenta desempenho significativamente inferior, especialmente no período chuvoso. Durante o período de estiagem, o atendimento aos parâmetros de enquadramento apresenta-se moderado, iniciando-se em 46,40% na situação atual e alcançando até 63,23% nos cenários mais restritivos, que contemplam a redução de 95% nas cargas provenientes de todas as fontes. No período chuvoso, o percentual de conformidade é substancialmente menor, partindo de apenas 15,66% na situação atual e atingindo 50,46% no cenário mais rigoroso, o que evidencia a influência significativa do escoamento superficial e das fontes difusas na deterioração da qualidade da água quanto ao fósforo.

Figura 5.7 – Percentual de extensão do rio Ipojuca em conformidade aos padrões de enquadramento para o Fósforo, de acordo com os cenários estimados, para a estação seca



Fonte: O Autor (2025).

Figura 5.8 – Percentual de extensão do rio Ipojuca em conformidade aos padrões de enquadramento para o Fósforo, de acordo com os cenários estimados, para a estação chuvosa.



Fonte: O Autor (2025).

Para a meta intermediária, considerando o cenário atual, onde enquadra-se todo o rio Ipojuca como Classe 3, conforme já era esperado, observa-se que o parâmetro nitrogênio amoniacal apresenta elevado percentual de conformidade, atingindo 88,98% no período seco e 100% no período chuvoso, o que indica que, sob esse critério, o atendimento ao padrão de qualidade é praticamente alcançado em toda a extensão do curso d'água. Em contrapartida, o fósforo continua exibindo desempenho consideravelmente inferior, com 65,94% de conformidade na estiagem e apenas 17,54% na estação chuvosa, revelando que este nutriente permanece como um fator crítico de não conformidade, especialmente quando o aumento do escoamento superficial intensifica o aporte de cargas difusas.

O controle do fósforo apresenta-se como um desafio complexo, em razão de sua origem difusa e da ampla presença em diversos produtos e insumos empregados em setores variados, como fertilizantes agrícolas, detergentes, aditivos industriais e efluentes domésticos. Essa multiplicidade de fontes potencializa a complexidade do manejo deste nutriente, configurando-se como um problema ambiental persistente não apenas no Brasil, mas também em inúmeras regiões do mundo, nas quais a eutrofização dos corpos hídricos, decorrente do excesso de fósforo, figura entre as principais ameaças à qualidade da água.

Embora o fósforo seja um elemento essencial para o metabolismo dos organismos vivos, sua concentração elevada nos ecossistemas aquáticos desencadeia processos eutrofizantes que resultam em consequências ambientais severas, dentre as quais se destacam a proliferação excessiva de algas e a subsequente degradação da qualidade da água. Em contraste com a amônia, cuja concentração pode ser mitigada por processos naturais relativamente eficazes de autodepuração biológica e por diluição nos corpos hídricos, o fósforo revela uma dinâmica ambiental mais intrincada e persistente. Este comportamento decorre, em grande medida, de sua baixa solubilidade e da tendência à adsorção nos sedimentos, aspectos que dificultam sua remoção natural e ampliam seu impacto deletério nos ecossistemas aquáticos.

Ademais, os múltiplos vetores responsáveis pela introdução do fósforo nas águas superficiais, incluindo o escoamento agrícola carregado de fertilizantes, o lançamento de efluentes domésticos e industriais, bem como os processos erosivos dos solos, conferem ao seu controle uma elevada complexidade. É interessante ressaltar que o fósforo também está presente em produtos de uso cotidiano, como detergentes e cosméticos, cuja produção e gestão contribuem para sua disseminação no ambiente aquático. Por conseguinte, o manejo eficiente do fósforo demanda não apenas a implementação de sistemas avançados de tratamento de efluentes, mas igualmente a adoção de estratégias integradas que envolvam a gestão ambiental

e territorial, assim como o controle rigoroso na produção e utilização desses produtos, visando à redução das fontes difusas e à preservação dos corpos d'água.

No que se refere a carga poluidora orgânica lançada, os dados obtidos nos cenários analisados revelam paralelos significativos com o estudo conduzido por Patri *et al.* (2024) na bacia hidrográfica do rio Batang Merao, na Indonésia. No caso do rio Ipojuca, o Cenário 9, que considera uma redução de 95% em todas as fontes de poluição, indicou uma carga máxima admissível de 1.575,39 kgDBO/dia como limite para a conformidade ambiental. Por sua vez, o estudo indonésio estabeleceu o valor de 5.739 kgDBO/dia como a carga máxima diária permitida para DBO em uma bacia com características urbanas e agrícolas, adotando o limite de 3 mg/L como referência ambiental. Em ambos os casos, observou-se que as cargas atuais lançadas nos corpos hídricos ultrapassam significativamente os limites estabelecidos, o que reforça a necessidade de estratégias de redução.

O estudo conduzido por Bello *et al.* (2024) na bacia do rio Linggi, na Malásia, apresenta similaridades expressivas com a análise realizada na bacia do rio Ipojuca, particularmente no que se refere à elevada carga de matéria orgânica e à busca por cenários viáveis de enquadramento. Com uma área de drenagem de 1.298 km², o rio Linggi atravessa regiões urbanas e industriais densamente povoadas, abastecendo cerca de 800 mil habitantes nas cidades de Seremban e Port Dickson. A pesquisa apontou uma carga média de DBO de 8.203,16 kg/dia, valor que excede os limites definidos para as classes I e II de qualidade da água (1.552,24 e 4.656,72 kg/dia, respectivamente), sendo compatível apenas com a classe III, que admite até 9.313,44 kg/dia. Nesse contexto, assim como observado no Ipojuca, a adoção de um cenário de enquadramento menos restritivo, correspondente à classe III, configura-se como uma estratégia de transição viável, que reconhece as limitações estruturais e institucionais da bacia ao mesmo tempo em que estabelece metas de redução progressiva da carga orgânica.

Em países como a Coreia do Sul, estudos envolvendo a aplicação da metodologia TMDL vêm sendo amplamente desenvolvidos. O trabalho de Lee (2022), conduzido em bacias hidrográficas sul-coreanas, ressalta a importância da integração de múltiplos indicadores de qualidade da água na definição e implementação de TMDLs, sobretudo em contextos fortemente influenciados por estações de tratamento de esgoto. Utilizando o modelo QUAL-MEV, equivalente ao QUAL-UFMG, o autor verificou que a redução das cargas de DBO₅ promoveu a melhoria da qualidade da água; contudo, a presença de nitrogênio amoniacal (NH₃-N) comprometeu parcialmente os resultados simulados. Essa constatação evidencia a relevância de se considerar a interação entre diferentes poluentes, o que também se mostra pertinente no caso do rio Ipojuca, onde as atividades agrícolas contribuem substancialmente para o aporte de

de nutrientes, como o fósforo, na bacia. Todavia, torna-se evidente que a presença excessiva de fósforo ao longo do rio carece de um monitoramento mais abrangente e sistemático. Recomenda-se, portanto, a ampliação da rede de monitoramento, contemplando não apenas a água, mas também a análise desse nutriente nos sedimentos e no solo, a ser conduzida pelo órgão gestor competente, neste caso a CPRH.

No contexto brasileiro, o estudo de Oliveira *et al.* (2011), desenvolvido na bacia do rio Anhanduí, no estado de Mato Grosso do Sul, evidencia a aplicação da metodologia TMDL como ferramenta estratégica para a gestão da qualidade das águas. Integrando dados qualitativos e distintas vazões de permanência (Q_{50} , Q_{90} e Q_{95}), os autores elaboraram curvas TMDL capazes de estimar as cargas máximas diárias admissíveis em cenários hidrológicos críticos. Os resultados revelaram inconformidades nos padrões de qualidade estabelecidos para corpos hídricos de Classe 2, inclusive a montante do lançamento de efluentes oriundos da estação de tratamento de esgoto. As curvas geradas demonstraram notável potencial para subsidiar ações de monitoramento, fiscalização e tomada de decisão por parte dos órgãos gestores, especialmente por sua aplicabilidade prática em diferentes condições de vazão. Essa abordagem revela-se igualmente promissora para o rio Ipojuca, dada a complexidade das pressões antrópicas que incidem sobre a bacia.

Portanto, a despeito das distintas magnitudes, condições climáticas e realidades territoriais envolvidas, a metodologia TMDL tem se revelado eficaz na quantificação da pressão poluidora e na orientação de medidas voltadas à recuperação da qualidade da água em bacias impactadas por atividades antrópicas. Nesse sentido, o uso de modelos com capacidade de espacialização contribui para a adequada alocação de cargas, possibilitando quantificar excedentes de DBO e nutrientes e, estruturar um plano de ação fundamentado em metas de redução por setor ou por sub-bacia hidrográfica (Adnan *et al.*, 2022; Kurniawan *et al.*, 2023).

Com base no diagnóstico e, visando complementar a abordagem técnico-analítica do TMDL, procedeu-se à aplicação de uma Análise Multicritério com o emprego do método PROMETHEE II, como forma de integrar distintos aspectos do saneamento, da operação dos sistemas e da qualidade ambiental. Salienta-se que essa etapa do estudo visa oferecer subsídios adicionais para a priorização de intervenções em nível municipal, com base em um conjunto abrangente de critérios que expressam tanto o desempenho dos serviços públicos quanto os impactos sobre os corpos hídricos da bacia hidrográfica do rio Ipojuca.

Neste contexto, a Tabela 5.6 apresenta os valores dos critérios adotados na análise, totalizando 26 indicadores distribuídos em quatro grandes categorias: atendimento de

saneamento (C1 a C3), desempenho operacional (C4 a C15), aspectos financeiros e administrativos (C16 a C22), e qualidade da água (C23 a C26).

Tabela 5.6 – Valores dos critérios utilizados

Tabela 3.6 - Valores dos critérios adotados														
Critério		Unidade	Belo Jardim	Bezerros	Caruaru	Chã Grande	Escada	Gravatá	Ipojuca	Poção	Primavera	Sanharó	São Caitano	Tacaimbó
C1	Percentual de atendimento de abastecimento de água	%	100.00%	94.78%	100.00%	100.00%	92.73%	100.00%	68.89%	63.61%	50.54%	100.00%	83.34%	79.57%
C2	Percentual de atendimento de coleta de esgoto	%	30.00%	0.00%	54.00%	65.00%	0.00%	22.00%	21.00%	100.00%	0.00%	0.00%	0.00%	42.00%
C3	Percentual da população atendida no município com coleta regular de resíduos	%	88.89%	83.53%	96.66%	90.69%	100.00%	86.69%	83.92%	100.00%	100.00%	100.00%	86.19%	72.79%
C4	Ligações ativas de água por população	Ligações/hab	0.37	0.32	0.31	0.00	0.27	0.37	0.16	0.21	0.15	0.35	0.26	0.25
C5	Ligações ativas de água micromedidas por população	Ligações/hab	0.34	0.29	0.26	0.00	0.24	0.36	0.14	0.21	0.14	0.32	0.23	0.20
C6	Volume de água produzida por população	m³/hab.ano	86.16	74.99	78.64	0.00	72.79	85.40	250.88	1.56	43.84	73.95	30.98	37.12
C7	Volume de água tratado em ETAs por população	m³/hab.ano	86.16	74.99	78.48	0.00	72.79	85.40	250.88	1.56	43.84	73.95	30.98	37.12
C8	Volume de água micromedido por população	m³/hab.ano	54.06	32.54	46.48	0.00	26.95	59.83	177.12	0.45	15.40	43.86	22.18	22.94
C9	Volume de água consumido por população	m³/hab.ano	58.52	35.57	53.78	0.00	30.02	61.10	179.46	0.45	16.79	48.00	24.37	30.08
C10	Volume de água faturado por população	m³/hab.ano	57.65	42.39	49.50	0.00	34.46	66.30	29.57	6.54	18.84	40.47	26.05	31.32
C11	Ligações total de esgoto por população	Ligações/hab	0.00	0.00	0.30	0.65	0.00	0.14	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.20

C12	Ligações ativas de esgoto por população	Ligações/hab	0.00	0.00	0.15	0.56	0.00	0.06	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13
C13	Volume de esgoto coletado por população	m³/hab.ano	0.00	0.00	0.02	0.01	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02
C14	Volume de esgoto tratado por população	m³/hab.ano	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02
C15	Volume de esgoto faturado por população	m³/hab.ano	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02
C16	Arrecadação total por habitante no abastecimento de água e coleta de esgoto	R\$/hab.ano	225.93	200.42	295.08	0.00	135.94	345.67	156.89	14.76	71.45	155.23	94.11	143.76
C17	Despesas totais por habitante no abastecimento de água e coleta de esgoto	R\$/hab.ano	246.67	200.12	282.18	6.21	147.27	348.43	194.25	82.19	86.76	233.41	221.59	272.71
C18	Despesa total com o serviço de coleta de resíduos por população	R\$/hab.ano	17.71	0.00	33.72	48.67	12.92	73.65	72.57	17.12	29.62	46.22	23.40	21.84
C19	Consumo toda de energia elétrica por população no sistema de água e esgoto	kWh/hab.ano	64.49	119.22	60.79	0.00	43.19	179.96	35.66	52.29	11.64	123.48	215.84	44.96
C20	Quantidade de interrupções sistemáticas	Quantidade/hab.ano	1227.00	332.00	3289.00	0.00	1405.00	999.00	4846.00	56.00	173.00	598.00	352.00	300.00
C21	Duração das interrupções sistemáticas	Horas/ano	163514.00	39944.00	502714.00	0.00	102254.00	155426.00	127537.00	15757.00	8037.00	60989.00	150355.00	49933.00
C22	Quantidade de reclamações	Quantidade/hab.ano	4746.00	7347.00	60559.00	650.00	1225.00	10250.00	4038.00	966.00	271.00	1904.00	4839.00	1957.00

C23	Extensão do rio com DBO dentro do permitido (%)	% da extensão do rio	93.15	0.00	23.79	0.00	0.00	0.00	12.19	27.71	72.90	7.43	35.90	0.00
C24	Extensão do rio com OD dentro do permitido (%)	% da extensão do rio	100.00	17.64	23.40	57.67	47.63	0.00	0.00	83.02	94.14	60.05	12.94	0.00
C25	Extensão do rio com Amônia dentro do permitido (%)	% da extensão do rio	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	34.23	60.28	100.00	100.00	47.38	100.00	100.00
C26	Extensão do rio com Fósforo dentro do permitido (%)	% da extensão do rio	0.00	0.00	0.00	100.00	100.00	34.23	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Fonte dos dados: SINISA, 2025. Elaboração: O Autor (2025).

O município de Belo Jardim evidencia-se negativamente em alguns critérios, apresentando elevados índices de reclamações (C22), número e duração de interrupções sistemáticas (C20 e C21), além de valores preocupantes nos critérios ambientais. Apesar de exibir 93,15% da extensão do rio com DBO dentro do permitido (C23) e 100% em OD (C24), esse desempenho está em desacordo com os baixos índices de cobertura de esgotamento sanitário (30,00%) e com indicadores de eficiência hídrica e energética abaixo dos níveis desejáveis. Essa contradição possivelmente está relacionada a limitações na coleta e reporte de dados, ou a condições específicas de vazão e diluição não captadas pela média anual. Ressalte-se que, para os parâmetros amônia e fósforo total (C25 e C26), Belo Jardim apresenta desempenho elevado no primeiro e situação menos favorável no segundo, reforçando a necessidade de controle mais efetivo das cargas de nutrientes.

No extremo oposto, municípios como Poção e Primavera apresentam sérias deficiências estruturais e operacionais. Poção, por exemplo, possui uma das menores coberturas em abastecimento de água (63,61%) e coleta de esgoto (100%, porém com volume coletado praticamente nulo), além de valores extremamente reduzidos em termos de volume micromedido, faturado e consumido. A despeito disso, apresenta 83,02% da extensão do rio com OD dentro dos padrões e 27,71% para DBO, indicando possíveis contribuições ambientais positivas oriundas de fatores naturais, como menor densidade urbana e uso do solo menos intensivo.

Outro destaque recai sobre Caruaru, que dispõe de bons indicadores de infraestrutura e arrecadação, apresenta o maior volume de reclamações (C22), maior número de interrupções (C20) e o maior tempo total de interrupções sistemáticas (C21), além de baixa conformidade da qualidade da água: apenas 23,79% para DBO e 23,40% para OD. Este cenário denota desafios na gestão operacional e no controle da poluição urbana, sobretudo em função da alta densidade populacional e pressão sobre os sistemas.

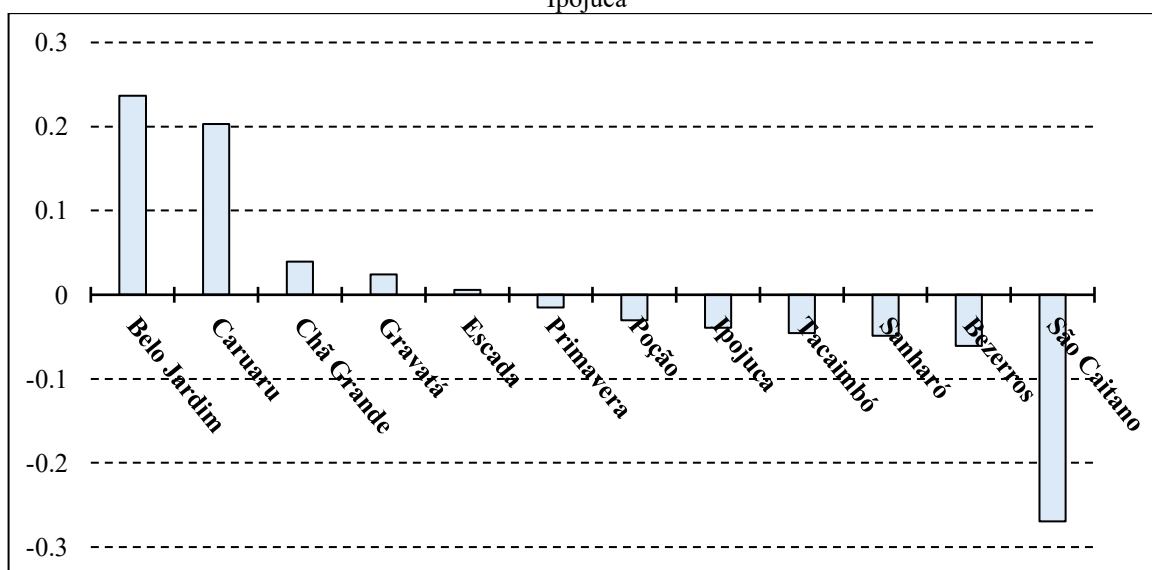
Em contraposição, municípios como Escada, Gravatá e Bezerros exibem um desempenho relativamente mais equilibrado entre os critérios de atendimento e operacional, embora ainda apresentem lacunas em saneamento e arrecadação. A total ausência de conformidade ambiental em Bezerros (0% nos critérios C23 e C26) reforça a importância de considerar os indicadores de qualidade da água como elementos centrais na análise multicritério, dado seu papel determinante para a sustentabilidade dos usos múltiplos.

É válido salientar que, conforme já era esperado para os nutrientes de acordo com a modelagem TMDL, constata-se que a extensão dos cursos d'água com níveis aceitáveis de amônia demonstra-se relativamente expressiva em vários municípios, apresentando percentuais

que frequentemente se aproximam ou atingem a totalidade da extensão considerada. Entretanto, a condição referente ao fósforo revela-se sobremaneira preocupante, onde na maioria dos municípios em questão, em toda a extensão do rio Ipojuca, há níveis acima do permitido para este nutriente.

A partir dos referidos critérios, a Figura 5.9 apresenta os fluxos líquidos (Phi) obtidos no PROMETHEE II, os quais refletem o desempenho relativo de cada município em relação aos demais, considerando os 26 critérios previamente discutidos. Valores positivos de Phi indicam melhor desempenho, enquanto valores negativos denotam menor desempenho relativo no contexto da bacia.

Figura 5.9 – Valores dos Fluxos (Phi) para os municípios contribuidores de carga poluidora na bacia do rio Ipojuca



Fonte: O Autor (2025).

Os municípios de Belo Jardim e Caruaru ocupam, respectivamente, a primeira e a segunda posições no ranking, com os maiores valores de Phi. Essa posição destacada decorre não apenas de seu porte populacional e nível de urbanização, mas também de uma combinação de indicadores operacionais e financeiros mais favoráveis. Ainda que ambos apresentem extensões do rio com qualidade da água insatisfatória, sobretudo nos critérios de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), como ilustrado pelos valores dos critérios C23 e C24, esses municípios lograram desempenho positivo em critérios de indicadores de saneamento, como arrecadação per capita, volume de água tratada e micromedida, e cobertura de abastecimento, compensando assim, de forma relativa, os passivos ambientais observados. Belo Jardim, por exemplo, possui 100% da extensão do rio com OD

dentro do permitido e 93,15% com DBO adequado, o que confere a esse município uma condição ambientalmente mais favorável, ainda que haja fragilidades em outros setores. No que concerne aos parâmetros C25 e C26, observa-se que Belo Jardim mantém concentrações relativamente moderadas de amônia e fósforo total, enquanto Caruaru apresenta valores mais elevados, o que reforça a pressão exercida sobre os recursos hídricos. Já Caruaru, com apenas 23,40% de conformidade para OD e 23,79% para DBO, apresenta desempenho inferior nesses critérios, mas exhibe consistência em variáveis como ligações ativas de esgoto, cobertura de coleta e volume faturado, o que sustenta sua posição elevada no ranking multicritério.

Gravatá, terceiro colocado, embora apresente cobertura de esgotamento limitada (22%) e extensões críticas do rio, destaca-se por um desempenho financeiro robusto, com arrecadação de R\$ 345,67 por habitante ao ano e altos volumes de água tratada. Nos critérios C25 e C26, esse município apresenta níveis intermediários, sem comprometer de forma acentuada a qualidade da água, mas também sem alcançar padrões de excelência. Municípios como Sanharó e Ipojuca, com fluxos ligeiramente positivos, revelam situações mais equilibradas. Sanharó se beneficia da ampla cobertura de coleta de resíduos e de micromedição relativamente elevada, enquanto Ipojuca apresenta um quadro ambíguo, caracterizado pela qualidade da água bastante comprometida, com 0% da extensão do rio em conformidade com OD e apenas 12,19% em conformidade com DBO, além de concentrações elevadas de nutrientes, especialmente fósforo, embora apresente indicadores financeiros e operacionais que atenuam seu desempenho global.

Em contrapartida, os municípios que apresentaram valores negativos de Phi, como Primavera, Poção, Tacaimbó, Bezerros, Escada e São Caitano, encontram-se em condição mais crítica e exigem intervenções mais abrangentes e sistêmicas. Essas localidades, ainda que por vezes apresentem qualidade da água relativamente satisfatória, como observado em Primavera (com 72,90% da extensão do rio em conformidade com DBO), demonstram deficiências estruturais marcantes em saneamento básico. Em relação ao fósforo, a maioria desses municípios apresenta valores elevados, sugerindo aporte considerável de nutrientes aos corpos hídricos e potencial risco de eutrofização. A ausência de ligações de esgoto, a baixa arrecadação por habitante, o consumo reduzido de água tratada e o alto número de interrupções sistemáticas figuram entre os principais entraves à eficiência dos serviços públicos prestados. O caso de São Caitano é particularmente emblemático, uma vez que ocupa a última posição no ranking com o menor valor de Phi. Ademais, as deficiências na coleta e tratamento de esgoto, a precariedade na micromedição, os elevados índices de interrupções e a significativa carga de reclamações revelam um quadro de forte comprometimento institucional e estrutural, que exige ações coordenadas e investimentos significativos.

Diante dessas informações, a Tabela 5.7 apresenta uma síntese das principais intervenções prioritárias identificadas para os doze municípios analisados, com base na combinação de dados técnicos relativos ao abastecimento de água, esgotamento sanitário, resíduos sólidos, operação dos sistemas, desempenho financeiro e qualidade da qualidade. Ademais, contempla-se também os pontos positivos de cada localidade, evidenciando aspectos que podem ser considerados como ativos estratégicos para a consolidação de políticas públicas mais eficazes.

Tabela 5.7 – Síntese das principais intervenções municipais

Município	Intervenções Prioritárias	Pontos Positivos
Belo Jardim	Expandir a coleta e o tratamento de esgoto, ampliar o volume de esgoto faturado, implantar ETEs e fortalecer o monitoramento da carga orgânica.	Abastecimento universalizado (100%), elevado volume de água micromedido e bom desempenho na qualidade da água (OD e DBO em conformidade).
Caruaru	Ampliar a coleta e tratamento de esgoto, melhorar eficiência operacional, reduzir interrupções e reclamações, modernizar os sistemas de medição e controle.	Alta cobertura de abastecimento e coleta de resíduos, bom desempenho econômico (maior arrecadação per capita) e micromedição eficiente.
Gravatá	Aumentar a cobertura e eficiência do sistema de esgoto, reduzir falhas operacionais e ampliar a medição de água.	Cobertura total de abastecimento (100%) e boa produção de água por habitante. Destaque no desempenho financeiro.
Sanharó	Iniciar a coleta e o tratamento de esgoto, melhorar as ligações de água e reduzir o tempo de interrupções.	Sistema de abastecimento consolidado, boa qualidade da água (OD em conformidade), e bons índices de consumo per capita.
Ipojuca	Reestruturar os sistemas de abastecimento e esgoto, reduzir perdas, melhorar medição e ampliar o tratamento de esgoto.	Elevado volume de água tratada e micromedida por habitante, além de bom índice de coleta de resíduos sólidos.
Primavera	Estabelecer sistemas de esgotamento sanitário, fortalecer a estrutura de abastecimento e ampliar a micromedição.	Boa qualidade da água (OD e DBO com altos índices de conformidade) e elevada cobertura da coleta de resíduos.
Poção	Reforçar o sistema de abastecimento, aumentar ligações de água e iniciar serviços de esgoto.	Alta qualidade da água (OD e DBO bem avaliados) e boa eficiência energética.
Chã Grande	Implantar redes de abastecimento e esgotamento, modernizar sistemas de medição e reduzir reclamações.	Ótimo desempenho em coleta de resíduos e bons indicadores de qualidade da água (OD).
Tacaimbó	Expandir esgotamento sanitário, modernizar o abastecimento e reduzir perdas.	Níveis satisfatórios de abastecimento, bons indicadores operacionais de consumo e faturamento de água.
Bezerros	Estabelecer a coleta e o tratamento de esgoto, melhorar os sistemas de medição e ampliar a eficiência operacional.	Cobertura razoável de abastecimento, arrecadação per capita relevante e consumo consistente.
Escada	Implantar infraestrutura básica de esgoto, melhorar abastecimento e iniciar medidas de recuperação da qualidade da água.	Bons níveis de coleta de resíduos e desempenho moderado na medição e consumo de água.
São Caitano	Reestruturação completa dos sistemas de abastecimento e esgoto, controle da poluição e restauração da qualidade da água.	Possui cobertura de abastecimento acima de 80% e níveis relevantes de faturamento e consumo de água.

Fonte: O Autor (2025).

Municípios como Belo Jardim e Caruaru, que ocupam as primeiras posições no ranking multicritério, evidenciam desempenho relativamente favorável, sustentado por indicadores positivos nos serviços de abastecimento de água, cobertura de coleta de resíduos e em alguns aspectos operacionais. Ainda assim, persistem fragilidades estruturais no esgotamento sanitário, caracterizadas por baixa cobertura de coleta, quase inexistência de tratamento e presença de trechos do rio com qualidade da água comprometida, especialmente em relação à Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Chã Grande e Gravatá, situados em posições intermediárias, apresentam avanços pontuais em determinados serviços, embora ainda enfrentem restrições relevantes quanto à cobertura e eficiência do saneamento básico, além de impactos ambientais significativos.

No contexto oposto, São Caitano, Bezerras e Sanharó figuram entre os contextos mais críticos, com déficits acentuados de infraestrutura de esgotamento sanitário, reduzida micromedição no abastecimento, elevados índices de reclamações e deterioração pronunciada da qualidade hídrica, tanto em termos de oxigênio dissolvido, quanto de DBO. Municípios como Tacaimbó, Ipojuca, Poção e Primavera também revelam vulnerabilidade considerável, demandando ações estruturantes de caráter emergencial.

A insuficiência na cobertura e no tratamento de esgoto persiste como o entrave mais significativo e comum entre os municípios avaliados, configurando-se como obstáculo central à recuperação da qualidade ambiental da bacia e ao cumprimento das metas estabelecidas nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), com destaque para o ODS 6 (água limpa e saneamento), 11 (cidades e comunidades sustentáveis) e 14 (vida na água). A inexistência de sistemas adequados de coleta e tratamento de efluentes potencializa o lançamento de cargas orgânicas diretamente nos corpos hídricos, comprometendo a saúde pública, a biodiversidade aquática e a segurança hídrica regional.

Estas constatações reforçam a necessidade de estratégias adaptadas ao desempenho de cada município. Aqueles que se encontram nas posições mais elevadas devem priorizar a consolidação e ampliação dos avanços já alcançados, com ênfase na expansão da rede de esgotamento sanitário e no aprimoramento do tratamento. Por outro lado, os municípios com desempenho crítico requerem intervenções urgentes e abrangentes, fundamentadas em planejamento sensível às especificidades territoriais e na alocação criteriosa de recursos técnicos e financeiros orientada pela vulnerabilidade socioambiental.

O estudo conduzido por Bernal *et al.* (2021), também destaca a relevância da análise multicritério como ferramenta estratégica para o planejamento e implementação de sistemas

descentralizados de tratamento de esgoto, sobretudo em áreas periféricas de países em desenvolvimento. Os autores argumentam que esses sistemas não apenas minimizam impactos ambientais e riscos à saúde pública, como também ampliam o acesso ao saneamento básico, possibilitam o uso de tecnologias naturais e favorecem o reúso agrícola e urbano, reduzindo a demanda sobre os recursos hídricos. Ademais, a descentralização permite a distribuição mais equitativa dos investimentos em esgotamento sanitário, com menores exigências em termos de infraestrutura e maior flexibilidade no planejamento por etapas. No contexto da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, marcada por significativa desigualdade no acesso aos serviços de saneamento e por intensas pressões urbanas e agrícolas, essa abordagem apresenta grande potencial de aplicação, para a expansão e adequação dos serviços de esgotamento sanitário, que atinge toda a bacia hidrográfica em questões.

De forma complementar, Aroua e Berezowska-Azzag (2014) evidenciam a aplicação da análise multicritério na avaliação da vulnerabilidade socioambiental em municípios da região de Argel, na Argélia. O estudo identificou a localidade de Trois Caves, um assentamento informal situado na municipalidade de Al-Harrash, como especialmente vulnerável a riscos hídricos, com destaque para a contaminação das águas superficiais e subterrâneas. Essa condição decorre, principalmente, da precariedade do sistema de esgotamento sanitário e da inexistência de estratégias urbanas integradas de planejamento e gestão hídrica, cenário que guarda semelhanças com aquele observado na bacia do rio Ipojuca. A análise demonstrou que, entre os critérios avaliados, o tratamento de esgoto configurou-se como o fator de maior relevância para a definição das áreas mais vulneráveis, indicando a necessidade de intervenções estruturais e institucionais voltadas à melhoria das condições sanitárias e ambientais nesses contextos.

Neste sentido, a consonância entre os resultados obtidos por meio da modelagem TMDL e os fluxos líquidos (Φ) calculados pelo método PROMETHEE II confere elevada robustez metodológica à presente análise, permitindo a construção de uma hierarquização territorial precisa das necessidades de intervenção na bacia hidrográfica do rio Ipojuca. A articulação entre os dados referentes à carga orgânica efetivamente lançada aos corpos hídricos e os indicadores de ordem operacional, financeira e institucional dos serviços de saneamento possibilita a formulação de estratégias de mitigação espacializadas, coerentes com as realidades e limitações de cada município. Essa abordagem integrada viabiliza, ainda, a orientação técnica de políticas públicas, promovendo a racionalização da alocação de recursos e a busca por maior efetividade na gestão ambiental e nos serviços essenciais, uma vez que a carga poluidora gerada localmente

compromete, de maneira sistêmica, a capacidade de autodepuração ao longo de toda a extensão do rio.

A Tabela 5.8 apresenta uma listagem das tecnologias de tratamento de esgoto e suas potências e eficiências na remoção de carga orgânica (DBO). Assim, pode-se recomendar as referidas tecnologias para os municípios analisados considerando as seguintes diretrizes:

- Nível atual de atendimento dos serviços de esgoto;
- Capacidade operacional e técnica estimada;
- Necessidade de elevar os percentuais dos parâmetros de DBO e nutrientes, em conformidade com as metas de enquadramento do rio Ipojuca;
- Eficiência típica das tecnologias na remoção da carga carbonácea da matéria orgânica (DBO) e nutrientes.

Tabela 5.8 – Principais tecnologias de tratamento de efluentes sanitários

Tecnologias	Faixa típica de eficiência de remoção de DBO (%)	Faixa típica de eficiência de remoção de Amônia (%)	Faixa típica de eficiência de remoção de Fósforo (%)
Tratamento primário convencional	30–35	10–30	15–35
Tratamento primário avançado	45–80	10–30	15–35
Lagoa facultativa	75–85	40–60	15–35
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	75–85	40–60	15–35
Lagoa aerada facultativa	75–85	20–40	15–35
Lagoa aerada de mistura completa + lagoa de sedimentação	75–85	20–40	20–40
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação	80–85	45–65	30–50
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa alta taxa	80–85	70–90	40–60
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + remoção de algas	85–90	30–60	30–50
Tanque séptico + filtro anaeróbio	80–85	40–60	15–35
Reator UASB	60–75	40–60	15–35
UASB + lodos ativados	83–93	80–95	20–40
UASB + biofiltro aerado submerso	83–93	75–90	20–35
UASB + filtro anaeróbio	75–87	40–60	15–35
UASB + filtro biológico de alta carga	80–93	70–90	15–35
UASB + lagoas de polimento	77–87	50–70	50–70
UASB + lagoa aerada facultativa	75–85	20–40	20–40
UASB + lagoa aerada de mistura completa + lagoa decantação	75–85	20–40	20–40
Lodos ativados convencional	85–93	80–95	20–40
Lodos ativados de aeração prolongada	90–97	90–99	20–40
Lodos ativados batelada	90–97	90–99	20–40
Lodos ativados convencional com remoção biológica de N	85–93	90–99	20–40
Lodos ativados convencional com remoção biológica de N/P	85–93	90–99	80–99
Lodos ativados convencional + filtração terciária	93–98	70–90	50–70

Tecnologias	Faixa típica de eficiência de remoção de DBO (%)	Faixa típica de eficiência de remoção de Amônia (%)	Faixa típica de eficiência de remoção de Fósforo (%)
Filtro biológico percolador de baixa carga	85–93	60–80	15–35
Filtro biológico percolador de alta carga	80–90	50–70	15–35
Biofiltro aerado submerso com nitrificação	88–95	80–95	20–40
Tanque séptico + biodisco	88–95	70–90	20–40

* UASB: Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo.

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005), Von Sperling (2007), Reis (2018) e Reis *et al.* (2022).

Considerando o conjunto de tecnologias disponíveis para o tratamento de esgotos sanitários, bem como suas respectivas eficiências na remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), amônia e fósforo, observa-se que municípios com baixos índices de cobertura e operação dos serviços de esgotamento sanitário, como São Caitano, Escada e Bezerros, os quais apresentam situações precárias ou praticamente inexistentes, devem priorizar a implementação de soluções tecnológicas robustas, porém de implantação simplificada e operação descentralizada. Nesse contexto, destaca-se a adoção de lagoas anaeróbias + lagoas facultativas, que apresentam eficiências típicas de remoção de DBO entre 75–85%, amônia na faixa de 40–60% e fósforo entre 15–35%. Alternativamente, sistemas compostos por tanques sépticos + filtros anaeróbios, com remoções aproximadas de 80–85% para DBO, 40–60% para amônia e 15–35% para fósforo, constituem soluções adequadas para localidades com restrições orçamentárias e operacionais, mesmo apresentando limitações na remoção de nutrientes.

Para municípios que apresentam estágio intermediário quanto à cobertura dos serviços e qualidade operacional, como Poção, Primavera e Tacaimbó, recomenda-se a implementação de sistemas híbridos que combinem reatores UASB com unidades de pós-tratamento, como lagoas de polimento (remoção de DBO 77–87%, amônia 50–70%, fósforo 50–70%) ou biodiscos (remoção de DBO 88–95%, amônia 70–90%, fósforo 20–40%). Essas combinações promovem ganhos expressivos no controle da matéria orgânica e dos nutrientes, sem requerer elevadas exigências técnicas ou energéticas.

Já para os municípios de maior porte populacional e com infraestrutura sanitária mais consolidada, como Belo Jardim, Caruaru e Chã Grande, recomenda-se a adoção de tecnologias com maior complexidade e eficiência, como sistemas de lodos ativados com remoção biológica de nitrogênio e fósforo (remoção de DBO 85–93%, amônia 90–99%, fósforo 80–99%) ou lodos ativados convencionais com filtração terciária (remoção de DBO 93–98%, amônia 70–90%, fósforo 50–70%). Essas tecnologias são capazes de atender a normas rigorosas de

qualidade hídrica, sobretudo em corpos d'água que demandam controle estrito de nutrientes para mitigação da eutrofização.

Em estudo efetuado por Liu *et al.* (2020), na bacia do rio Liao, na China, região caracterizada por escassez hídrica e elevada pressão agrícola e pecuária, foi desenvolvido um modelo decisório robusto combinando lógica fuzzy e análise multicritério. O modelo permitiu identificar, a partir de cenários distintos e indicadores técnico-econômicos, ambientais e sociais, que tecnologias de pequeno porte, como o Processo de Lodos Ativados (ASP) e Reatores por Batelada Sequencial (SBR), mostraram-se mais adequadas para áreas urbanas de menor escala. Dentre os critérios analisados, os custos de implantação demonstraram ser o fator mais sensível, influenciando diretamente a escolha da alternativa mais apropriada, o que evidencia a relevância de abordagens que conciliem eficiência técnica e viabilidade econômica no planejamento de sistemas descentralizados de esgotamento sanitário.

De forma similar, Chaisar e Garg (2022), ao aplicarem o método AHP em cidades metropolitanas da Índia, como Délhi, evidenciaram a dificuldade de seleção de tecnologias de esgoto frente à multiplicidade de critérios sustentáveis, especialmente em áreas urbanas vulneráveis. O estudo analisou alternativas como o Processo de Lodos Ativados (ASP), Biorreator de Membrana (MBR), Reatores por Batelada Sequencial (SBR) e Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo (UASB), considerando treze critérios, incluindo aceitabilidade social, viabilidade econômica e aptidão para o reúso em horticultura. A tecnologia MBR foi identificada como a mais sustentável, destacando-se a importância da inclusão de parâmetros microbiológicos na avaliação, conferindo maior confiabilidade ao processo decisório.

Em territórios rurais e de uso agropecuário, como é o caso da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, torna-se fundamental reconhecer as limitações dos métodos ecológicos tradicionais diante de um cenário marcado por escassez hídrica, pressões agrícolas e industriais, e acentuadas desigualdades no acesso ao saneamento. Neste contexto, Chen *et al.* (2021) evidenciam a eficácia dos sistemas integrados de tratamento de esgoto, os quais demonstram elevada capacidade de remoção de nutrientes e matéria orgânica, além de notável adaptabilidade a elevadas cargas hidráulicas e poluentes, superando os entraves das tecnologias convencionais. Sikosana *et al.* (2019) acrescentam que as estações de tratamento municipal possuem potencial para atuarem como geradoras líquidas de energia renovável, por meio da conversão de poluentes orgânicos em biogás, contribuindo para a autossuficiência e sustentabilidade operacional dessas estruturas. Complementarmente, Lokhande e Kalbar (2024), com base em análise de ciclo de vida, destacam a necessidade de ponderar os custos e impactos ambientais

associados à localização e ao tipo de tecnologia empregada, sugerindo a adoção de soluções híbridas que conciliem sistemas mecanizados e naturais, sobretudo em regiões em processo de urbanização.

Assim, o emprego das tecnologias de tratamento de esgoto analisadas permite não apenas a elevação dos indicadores de esgotamento sanitário, como também contribui de forma significativa para o alcance das metas de enquadramento da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, sobretudo aquelas metas finais que exigem níveis de conformidade superiores a 90% em relação aos parâmetros estabelecidos para a qualidade da água. Neste sentido, a estratégia que associa a eficiência tecnológica à priorização territorial revela-se fundamental para orientar os investimentos públicos e privados, promovendo o fortalecimento da gestão integrada e a efetiva mitigação das fontes de poluição difusa e pontual ao longo do território da bacia do Ipojuca.

Diante desse panorama, os dados obtidos reafirmam a urgência de um planejamento articulado, de natureza integrada e multissetorial, que contemple intervenções estruturais na infraestrutura de saneamento em associação com ações educativas voltadas ao uso racional da água, mecanismos eficazes de fiscalização ambiental, modernização dos sistemas operacionais e o fortalecimento das instâncias locais de governança. Torna-se imperativo fomentar uma lógica de atuação regionalizada e cooperativa, em que os municípios com desempenho mais consolidado possam atuar como polos de referência técnica, oferecendo suporte aos demais e promovendo a formação de redes para a troca de experiências e disseminação de boas práticas.

Nesta direção, a integração entre os indicadores de saneamento básico e os parâmetros de qualidade da água revela-se indispensável à elevação dos padrões ambientais da bacia hidrográfica do Ipojuca. Essa convergência metodológica proporciona um diagnóstico técnico mais preciso das vulnerabilidades locais, contribuindo para subsidiar decisões institucionais mais eficazes e direcionadas. Com base nesse enfoque, verifica-se que municípios como Primavera, Poção, Tacaimbó, Bezerros, Ipojuca e São Caitano devem ser priorizados nas ações voltadas ao fortalecimento da infraestrutura de esgotamento sanitário, à ampliação da cobertura de coleta e destinação de resíduos, bem como à modernização dos sistemas operacionais, de modo a assegurar a equidade no acesso aos serviços e a mitigação dos impactos ambientais que transcendem os limites administrativos de cada localidade.

Ao possibilitar a identificação de gargalos estruturais e operacionais tanto nos serviços públicos quanto nos fatores ambientais diretos, essa abordagem integrada consolida-se como instrumento estratégico para a gestão hídrica. As intervenções formuladas a partir da realidade municipal, fundamentadas na articulação entre o desempenho sanitário e a qualidade ambiental, são essenciais para a consolidação de um modelo de governança orientado à garantia dos usos

múltiplos da água, à preservação dos ecossistemas aquáticos e à universalização dos serviços indispensáveis à saúde pública e ao desenvolvimento sustentável da região.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados obtidos com a aplicação da modelagem TMDL (*Total Maximum Daily Load*) aliada à Análise Multicritério dos municípios inseridos na bacia do rio Ipojuca, foi possível obter um diagnóstico robusto, integrado e territorializado da situação do saneamento básico e da qualidade ambiental da região. A abordagem adotada permitiu quantificar com precisão a contribuição das principais fontes de poluição orgânica e simular distintos cenários de mitigação, oferecendo subsídios técnicos valiosos para a definição de metas progressivas e exequíveis de enquadramento dos corpos hídricos, em consonância com os parâmetros estabelecidos na Resolução CONAMA n. 357/2005.

A análise das simulações evidencia a elevada criticidade associada às cargas orgânicas lançadas ao rio, especialmente oriundas de fontes difusas e da precariedade nos serviços de esgotamento sanitário. Os cenários com redução setorial das cargas poluidoras, em especial aqueles de caráter integrado com diminuições iguais ou superiores a 75%, demonstraram elevado potencial de recuperação da qualidade da água, com níveis de conformidade superiores a 70% para os parâmetros de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) ao longo da extensão do curso d'água, atendendo às metas mais exigentes de enquadramento. Nesse contexto, a proposição de uma meta intermediária, que estabeleça o enquadramento uniforme do rio em Classe 3, revela-se uma estratégia tecnicamente viável e relevante como etapa de transição rumo aos objetivos finais.

No que concerne aos nutrientes, destaca-se que a amônia apresenta elevada conformidade nos diferentes cenários estipulados. Contudo, o fósforo revela-se sobremaneira mais preocupante, especialmente no período chuvoso, quando os percentuais não ultrapassam 26% na maior parte dos cenários e partem de valores iniciais próximos a 15%. Esta situação decorre, em grande medida, dos limites legais extremamente restritivos para este parâmetro, os quais tornam qualquer acréscimo na concentração suficiente para ensejar não conformidade. Além disso, a complexa dinâmica ambiental do fósforo, marcada pela baixa solubilidade e pela tendência à adsorção em sedimentos, dificulta processos naturais de autodepuração e diluição, agravando a sua persistência e impacto nos ecossistemas aquáticos do rio Ipojuca.

Análise Multicritério, por sua vez, permitiu hierarquizar os municípios com base em um conjunto amplo de critérios técnicos, operacionais e financeiros, revelando disparidades acentuadas nos níveis de atendimento e desempenho dos serviços. Municípios como Belo Jardim, Caruaru, Chã Grande e Gravatá apresentaram melhor posicionamento no ranking multicritério, embora ainda enfrentem desafios relevantes no setor de esgoto. Em contraste, localidades como São Caitano e Bezerros revelaram colapso quase total nos serviços de esgotamento e indicadores alarmantes de qualidade hídrica, exigindo ações emergenciais e suporte técnico-financeiro regionalizado.

Diante do exposto, conclui-se que a integração entre modelagem da carga poluidora e análise multicritério territorial constitui uma ferramenta metodológica eficaz para a formulação de estratégias de gestão hídrica e saneamento. A adoção de metas progressivas de enquadramento, associada à priorização territorial e à seleção de tecnologias de tratamento adequadas à realidade local, emerge como caminho promissor para a recuperação da qualidade ambiental da bacia do Ipojuca. O fortalecimento da governança, a articulação entre os entes federativos e a mobilização de recursos multissetoriais serão fundamentais para assegurar a efetividade das ações propostas, em consonância com os princípios da sustentabilidade, da equidade territorial e da proteção dos usos múltiplos da água.

REFERÊNCIAS

- ADNAN, M. S.; ROSLEN H.; SAMSURI, S. The Application of Total Maximum Daily Load (TMDL) Approach in Water Quality Assessment for The Batu Pahat River. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, vol. 1022, 012074, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1022/1/012074>.
- ALMEIDA, K. N.; REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F.; SILVA, F. G. B. Methodology to support the planning of sewage treatment systems within river basins. **International Journal of Environmental Science and Technology**, vol. 19, p. 3741–3756, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03387-y>.
- ANJINHO, P. S.; BARBOSA, M. A. G. A.; COSTA, C. W.; MAUAD, F. F. Environmental fragility analysis in reservoir drainage basin land use planning: A Brazilian basin case study. **Land Use Policy**, vol. 100, 104946, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104946>.
- APAC. Agência Pernambucana de Águas e Clima. **Bacias Hidrográficas - Rio Ipojuca**. Disponível em: <<https://www.apac.pe.gov.br/bacias-hidrograficas-rio-ipojuca/165-bacias-hidrograficas-rio-ipojuca/196-bacia-do-rio-ipojuca>>. Acesso em: ago. 2024.

AROUA, N.; BEREZOWSKA-AZZAG, E. Wastewater management in informal settlements: a case study from Algiers. **Desalination and Water Treatment**, vol. 52, issues 31–33, p. 6050–6057, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.822148>.

BELLO, N.; JAMIL, N. R.; LOOI, L. J.; NG, K. Y. Pollutant load estimation and load reduction target (LRT) projection for total maximum daily load (TMD) allocation on tropical rivers. **Environmental and Sustainability Indicators**, volume 22, 100363, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.indic.2024.100363>.

BERNAL, D.; RESTREPO, I.; GRUESO-CASQUETEA, S. Key criteria for considering decentralization in municipal wastewater management. **Heliyon**, vol. 7, issue 3, e06375, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06375>.

BRANS, J.; MARESCHAL, B. **The PROMETHEE methods**. In: FIGUEIRA, J.; GRECO, S.; EHRGOTT, M. Multiple criteria decision analysis: state of the art surveys. New York: Springer, 2005. Cap. 5, p. 163–195.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005**. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicado no D.O.U., Brasil, 2005.

CARVALHO, A. C. L.; ROCHA, G. M. Análise dos riscos e da vulnerabilidade socioambiental urbana, face ao desenvolvimento desordenado e a pressão aos recursos hídricos em Belém – PA. **Brazilian Journal of Development**, vol. 6, n. 4, p. 18127–18142. Curitiba: 2020.

CARVALHO, A. E. C.; SAMPAIO, R.; SAMPAIO, L. The impact of regulation on the Brazilian water and sewerage companies' efficiency. **Socio-Economic Planning Sciences**, vol. 87, parte A, 101537, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seps.2023.101537>.

CAVASSIN, S. A. **Uso de metodologias multicritério na avaliação de municípios do Paraná com base no índice de desenvolvimento humano municipal**. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Métodos Numéricos em Engenharia – Programação Matemática, Setores de Tecnologia e Ciências Exatas, da Universidade Federal do Paraná. Curitiba: UFPR, 2004.

CHAISAR, M.; GARG, S. K. Selection of Sewage Treatment Technology using Analytic Hierarchy Process. **Materials Today: Proceedings**, vol. 56, part 6, p. 3433–3440, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.10.486>.

CHEN, P.; ZHAO, W.; CHEN, D.; HUANG, Z.; ZHANG, C.; ZHENG, X. Research Progress on Integrated Treatment Technologies of Rural Domestic Sewage: A Review. **Water**, 14(15), 2439, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14152439>.

CHENG, F. K.; WANG, C. C.; WEN, C. X.; CHENG, H. L.; SHEN, S. T.; LU, X. W. Full-scale application and performance of a low-consuming system for decentralized village domestic wastewater treatment. **Journal of Water Process Engineering**, vol. 46, 102594, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102594>.

EPA. Environmental Protection Agency. **Developing Total Maximum Daily Loads (TMDLs)**. Disponível em: < <https://www.epa.gov/tmdl/developing-total-maximum-daily-loads-tmdls> >. Acesso em: ago. 2025.

FAN, C.; CHEN, K.; HUANG, Y. Model-based carrying capacity investigation and its application to total maximum daily load (TMDL) establishment for river water quality management: A case study in Taiwan. **Journal of Cleaner Production**, volume 291, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125251>.

FAKHRAEI, H.; DRISCOLL, C. T.; KULP, M. A.; RENFRO, J. R.; BLETT, T. F.; BREWER, P. F.; SCHWARTZ, J. S. Sensitivity and uncertainty analysis of PnET-BGC to inform the development of Total Maximum Daily Loads (TMDLs) of acidity in the Great Smoky Mountains National Park. **Environmental Modelling & Software**, volume 95, p. 156-167, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.013>.

FAN, C.; CHEN, K.; HUANG, Y. Model-based carrying capacity investigation and its application to total maximum daily load (TMDL) establishment for river water quality management: A case study in Taiwan. **Journal of Cleaner Production**, vol. 291, 125251, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125251>.

GOODARZI, M. R.; NIKNAM, A. R. R.; RAHMATI, S. H.; ATTAR, N F. Assessing land use changes' effect on river water quality in the Dez Basin using land change modeler. **Environmental Monitoring and Assessment**, vol. 195 (774), 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11265-y>.

IAVORIVSKA, L.; VEITH, T. L.; CIBIN, R.; PREISENDANZ, H. E.; STEINMAN, A. D. Mitigating lake eutrophication through stakeholder-driven hydrologic modeling of agricultural conservation practices: A case study of Lake Macatawa, Michigan. **Journal of Great Lakes Research**, vol. 47, n. 6, p. 1710-1725, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2021.10.001>.

JARRELL, W.M. **Getting started with TMDLs**. YSI Environmental Products Group. YSI Incorporated, Oregon, 1999. Disponível em: http://www.d.umn.edu/~crichard/BIOL_5867/GettingStartedtmdl.pdf. Acesso em: ago. 2025.

JORDAN, M. A.; OJEDA, A. S.; LARSON, E. A.; ROGERS, S. R. Investigating the Relationship between Surface Water Pollution and Onsite Wastewater Treatment Systems. **Environmental Science & Technology**, 57 (44), p. 17042-17050, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c09590>.

KURNIAWAN, B.; KOMARUDIN, M.; SAFRUDIN. The development of an action plan for the Jeneberang River pollution control based on the calculation of the total maximum daily load. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, vol. 1201, 012042, 2023. DOI: [10.1088/1755-1315/1201/1/012042](https://doi.org/10.1088/1755-1315/1201/1/012042).

LEE, E. J. Effects of Nitrogen in Sewage Treatment Plant Effluent on Organic Matter Target Indicator of TMDLs in Korea. **Water**, 14(11), 1702, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14111702>.

LIU, B.; TANG, J.; LI, Z.; YAN, Y.; CHEN, J. Optimal Selection of Sewage Treatment Technologies in Town Areas: A Coupled Multi-Criteria Decision-Making Model. **Environmental Management**, vol. 66, p. 709–721, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01338-w>.

LOKHANDE, S.; KALBAR, P. P. Economic and environmental benefits of natural treatment systems for sewage treatment: A life cycle perspective. **Water Research**, volume 257, 121710, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121710>.

MACHARIS, C.; SPRINGAEL, J.; BRUCKER, K.; VERBEKE, A. PROMETHEE and AHP: the design of operational synergies in multicriteria analysis, strengthening PROMETHEE with ideas of AHP. **European Journal of Operational Research**, vol. 153, p. 307–317, 2004.

MLADENović-RANISAVLJEVIĆ, I.; BABIĆ, G.; VUKOVIĆ, M.; VOZA, D. Multicriteria Visual Approach to the Analysis of Water Quality—A Case Study of the Tisa River Basin in Serbia. **Water**, 13(24), 3537, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13243537>.

NIKOLIĆ, D.; MILOŠEVIĆ, N.; MIHAJLOVIĆ, I.; ŽIVKOVIĆ Ž.; TASIĆ, V.; KOVAČEVIĆ, R.; PETROVIĆ, N. Multi-criteria Analysis of Air Pollution with SO₂ and PM₁₀ in Urban Area Around the Copper Smelter in Bor, Serbia. **Water Air Soil Pollut**, 206 (1–4), p. 369–383. 2010.

NUNES, C. M.; ANDERAO, A. A.; ARAUJO, C. M.; The 2020 Reform of the Water and Sanitation Services Sector in Brazil. **BRICS Law Journal**, 8(2):66-88, 2021. DOI: <https://doi.org/10.21684/2412-2343-2021-8-2-66-88>.

NUNOO, R.; ANDERSON, P.; PH, D.; KUMAR, S.; PH, D.; ASCE, M.; ZHU, J.; PH, D. Margin of Safety in TMDLs: Natural Language Processing-Aided Review of the State of Practice. **Journal of Hydrologic Engineering**, 25 (4), pp. 1-12, 2020. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001889](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001889).

OLIVEIRA, P. T. S.; RODRIGUES, D. B. B.; ALVES SOBRINHO, T.; PANACHUKI, E. Integração de informações quali-quantitativas como ferramenta de gerenciamento de recursos hídricos. **Revista De Estudos Ambientais**, 13(1), p. 18–27, 2011. DOI: <https://doi.org/10.7867/1983-1501.2011v13n1p18-27>.

PATRI, S.; SANTIKAYASA, P.; TARIGAN, D. S. Analysis of the Pollution Load Capacity of Batang Merao Watershed in Jambi Province. **Journal of Natural Resources and Environmental Management**, vol. 14, n. 3, 2024. DOI: <https://doi.org/10.29244/jpsl.14.3.641>.

PERNAMBUCO. Agência Pernambucana de Águas e Clima. **Proposta de enquadramento dos cursos de água da bacia hidrográfica do rio Ipojuca**: RP8 – Relatório da Proposta de Enquadramento dos Corpos de Água. Recife, PE, 61 p., 2019.

REIS, A. O. P. **Sistemática para seleção de tecnologias de tratamento de efluentes: uma análise multicriterial aplicada à bacia hidrográfica**. 133f. Tese (Doutorado em Engenharia na área de concentração de Sistemas de Produção), Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018.

REIS, J. A. T.; POTON, I. S. B.; ALMEIDA, K. N.; RODRIGUES, M. B.; REIS, A. O. P.; SILVA, F. G. B.; Mendonça, A. S. F. Seleção de sistemas de tratamento de esgotos com o emprego da análise multicritério - avaliação do emprego de diferentes estruturas de preferências. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, n. 4, p. 761–771, jul. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-415220210185>.

RIBEIRO, R. V. **Evolução espaço-temporal na qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Ipojuca**. Dissertação (Mestrado Profissional) - Programa de Pós-Graduação em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2020.

SIDEK, L. M.; MOHIYADEN, H. A.; MARUFUZZAMAN, M.; NOH, N. S. M.; HEDDAM, S.; EHTERAM, M.; KISI, O.; SAMMEN, S. Developing an ensemble machine learning model for predicting water quality index in Johor River Basin. **Environmental Sciences Europe**, vol. 36, issue 67, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12302-024-00897-7>.

SIKOSANA, M. L.; SIKHWIVHILU, K.; MOUTLOALI, R.; MADYIRA, D. M. Municipal wastewater treatment technologies: A review. **Procedia Manufacturing**, vol. 35, p. 1018-1024, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.promfg.2019.06.051>.

SILVA, D. S. G. **Construção de indicadores de condições de vida através da análise multicritério: estudo aplicado aos municípios da Baixada Fluminense**. Dissertação (Mestrado em Estudos Populacionais e Pesquisas Sociais) – Programa de Pós-Graduação em Estudos Populacionais e Pesquisas Sociais da Escola Nacional de Ciências Estatísticas. 148p. Rio de Janeiro: Ence, 2007.

SINISA. **Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico**. Série Histórica. Disponível em: < <https://app4.cidades.gov.br/serieHistorica/> >. Acesso em: ago. 2025.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, v. 2, 2005.

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

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS DA TESE E SUGESTÕES PARA FUTUROS TRABALHOS

A presente Tese desenvolveu uma abordagem integrada e multidimensional para a avaliação e o planejamento da qualidade da água em bacias hidrográficas, tomando como área de estudo a bacia do rio Ipojuca, em Pernambuco. O trabalho proporcionou uma contribuição relevante para a compreensão das inter-relações entre os usos do solo, as dinâmicas hidrológicas e socioeconômicas, as distintas fontes de poluição difusa e pontual, bem como para a análise crítica das estratégias de enquadramento e gestão ambiental. Por meio da aplicação de instrumentos como o Índice de Conformidade ao Enquadramento (ICE), técnicas de estatística multivariada, modelagem da qualidade da água (QUAL-UFGM) e a metodologia da Carga Máxima Diária Total (TMDL), associada à Análise Multicritério, foi possível construir um diagnóstico consistente e abrangente da situação ambiental da bacia, culminando na proposição de soluções exequíveis e adequadas às especificidades territoriais.

Os resultados demonstraram que os desafios enfrentados pela bacia do rio Ipojuca decorrem, em grande medida, da intensa pressão antrópica associada à urbanização desordenada, expansão da pecuária e deficiências estruturais nos serviços de saneamento. Apesar disso, a pesquisa identificou áreas de resiliência ecológica, onde a preservação da vegetação nativa ainda desempenha papel fundamental na proteção da qualidade da água. A modelagem mostrou que intervenções progressivas, como a adoção de metas intermediárias de enquadramento em Classe 3, são tecnicamente viáveis e relevantes como estratégia de transição, especialmente em contextos de baixa cobertura sanitária e escassez de investimentos, como observado em municípios da bacia.

A articulação entre o diagnóstico técnico-científico e o uso de ferramentas de apoio à decisão demonstrou-se fundamental para a formulação de políticas públicas mais eficazes e territorialmente orientadas. A priorização espacial resultante da aplicação integrada da análise multicritério e de técnicas estatísticas multivariadas oferece uma base técnica consistente para a alocação estratégica de recursos e a implementação de medidas emergenciais, especialmente em municípios marcados por acentuadas carências de infraestrutura e por indicadores ambientais em situação crítica. Diante das contribuições desta Tese, pode-se elencar as seguintes sugestões indicadas para futuras pesquisas:

1. Aprofundar o uso de modelos hidrossedimentológicos e de transporte de nutrientes, de modo a considerar processos físicos mais complexos, como a erosão do solo e o transporte de metais pesados e pesticidas, relevantes em bacias com forte uso agropecuário.
2. Aplicar metodologias de sensoriamento remoto e inteligência artificial para o monitoramento contínuo da qualidade da água e da ocupação do solo, ampliando a capacidade de resposta dos gestores frente às mudanças rápidas no território.
3. Investigar cenários de adaptação às mudanças climáticas, com foco nos impactos hidrológicos esperados e sua influência sobre a qualidade da água, a eficiência das estações de tratamento e a resiliência dos ecossistemas aquáticos.
4. Avaliar a viabilidade técnica e econômica de diferentes tecnologias de tratamento de esgoto, especialmente aquelas de natureza híbrida (combinando soluções ecológicas e mecanizadas), com foco em áreas rurais ou de urbanização intermediária.
5. Fortalecer a integração entre instrumentos de gestão, como o enquadramento, a outorga, a cobrança pelo uso da água e o Plano de Bacia, para promover e formular uma governança mais eficaz, com participação social e cooperação entre os diferentes níveis de governo.

Deste modo, se conclui que a combinação de ferramentas analíticas e de modelagem aplicada ao caso do rio Ipojuca pode servir de referência metodológica para outras bacias hidrográficas brasileiras que enfrentam desafios semelhantes. A consolidação de estratégias integradas, progressivas e adaptadas à realidade local é um caminho promissor para garantir a sustentabilidade hídrica e a preservação dos usos múltiplos da água, especialmente em territórios sob intensa pressão socioambiental.