

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO
AMBIENTAL

PAOLA MARQUES KUELE

CRITÉRIOS ECONÔMICOS PARA A COBRANÇA, OUTORGA E
ENQUADRAMENTO CONSIDERANDO A INTERNALIZAÇÃO DOS CUSTOS DE
POLUIÇÃO DA ÁGUA

PORTO ALEGRE

2023

PAOLA MARQUES KUELE

CRITÉRIOS ECONÔMICOS PARA A COBRANÇA, OUTORGA E
ENQUADRAMENTO CONSIDERANDO A INTERNALIZAÇÃO DOS CUSTOS DE
POLUIÇÃO DA ÁGUA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestra em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Fernandes Marques

Coorientadora: Dsc. Ana Paula Dalcin

PORTO ALEGRE

2023

CIP - Catalogação na Publicação

Kuele, Paola Marques

CRITÉRIOS ECONÔMICOS PARA A COBRANÇA, OUTORGA E ENQUADRAMENTO CONSIDERANDO A INTERNALIZAÇÃO DOS CUSTOS DE POLUIÇÃO DA ÁGUA / Paola Marques Kuele. -- 2023. 152 f.

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Fernandes Marques.

Coorientadora: Dsc. Ana Paula Dalcin.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2023.

1. instrumentos de gestão dos recursos hídricos. 2. cobrança pelo uso da água. 3. enquadramento. 4. outorga. 5. modelo hidroeconômico. I. Marques, Prof. Dr. Guilherme Fernandes, orient. II. Dalcin, Dsc. Ana Paula, coorient. III. Título.

PAOLA MARQUES KUELE
CRITÉRIOS ECONÔMICOS PARA A COBRANÇA, OUTORGA E ENQUADRAMENTO
CONSIDERANDO A INTERNALIZAÇÃO DOS CUSTOS DE POLUIÇÃO DA ÁGUA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestra em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Aprovado em: Porto Alegre, 13 de dezembro de 2023

Prof. Dr. Olavo Pedrollo – UFRGS / IPH

Prof^a. Dr^a Marcia Maria Rios Ribeiro – UFCG

Prof^a. Dr^a. Rosa Maria Formiga Johnsson – UERJ

Dr. Patrick Thadeu Thomas – ANA

AGRADECIMENTOS

Sou muito grata por todas as oportunidades que tive até o momento, por ter recebido um ensino de qualidade desde pequena, condições para me dedicar aos estudos e apoio incondicional da minha família.

À minha mãe e à minha irmã, mulheres fortes, objetivas, independentes e que me motivam a ser melhor a cada dia. Ao meu pai, que partiu cedo, mas esteve presente tempo suficiente para me ensinar os valores que levo comigo.

Ao meu melhor amigo e companheiro, Eduardo, por aguentar meus períodos de estresse, mas sobretudo acreditar em mim, na minha capacidade e dedicação, me incentivando diariamente.

Ao meu orientador Guilherme Marques, por me acompanhar desde a graduação, sempre me entusiasmando, compartilhando experiências e possibilitando a continuação da minha pesquisa.

À minha co-orientadora Ana Paula Dalcin, que, mais uma vez, não mediu esforços para auxiliar no desenvolvimento deste trabalho e contribuiu para o aperfeiçoamento de cada detalhe.

À UFRGS e a todos os brasileiros, pela oportunidade de realizar minha pós-graduação em uma universidade pública e de qualidade.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos fornecida para o desenvolvimento deste trabalho.

Por fim, ao universo que, nos final das contas, conspirou ao meu favor, permitindo diversos aprendizados e superações ao longo dessa caminhada, convergindo ao desenvolvimento de uma pesquisa com muita dedicação e potencial contribuição para a sociedade.

“Aqueles que passam por nós não vão sós.
Deixam um pouco de si, levam um pouco de
nós.”

(Antoine de Saint-Exupéry)

RESUMO

A gestão integrada dos recursos hídricos busca entregar segurança hídrica à sociedade, compatibilizando demandas abundantes com recursos hídricos escassos. No Brasil, a Lei 9.433/97 instituiu a cobrança, o enquadramento, a outorga, os planos de recursos hídricos, a compensação a municípios e o sistema de informações como instrumentos para regular os usos múltiplos da água. Apesar dos avanços em termos de articulação entre diversos órgãos e setores responsáveis, a implementação destes instrumentos ainda carece de clareza quanto à abordagem empregada e aos resultados a serem alcançados. No caso da cobrança pelo uso da água, a definição dos valores ainda é um desafio complexo, enquanto as outorgas são concedidas conforme a ordem de requerimento e as metas de enquadramento são elaboradas sem uma visão global dos impactos ambientais e econômicos nos diferentes usos da bacia. O presente estudo busca contribuir para essas lacunas com uma estrutura metodológica cujo principal objetivo é formular critérios e diretrizes que subsidiem a implementação dos instrumentos outorga, enquadramento e cobrança. Para atingir esse objetivo, foi desenvolvido um modelo hidroeconômico que avalia alocações de água conforme objetivos econômicos e de qualidade da água (*tradeoffs*), utilizando otimização multiobjetivo integrada à simulação da qualidade da água para construir uma fronteira de Pareto. A partir das soluções obtidas, propõe-se um modelo de cálculo de preço unitário para cobrança pela captação da água e um processo interativo de negociação sobre as metas pretendidas (desempenho econômico e qualidade da água). A área de estudo é a Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, no Rio Grande do Sul. Os resultados indicam que trechos de rio com maior escassez hídrica receberiam valores cobrados proporcionalmente maiores do que trechos onde a água é abundante. Entretanto, não há uma solução única, pois o resultado depende dos objetivos ambientais e econômicos estabelecidos para a bacia. Nesse contexto, o modelo desenvolvido permite a representação das externalidades dos diferentes usuários, sinalização de trechos com maior escassez ou maior aptidão para emissão de novas outorgas e diferenciação dos valores cobrados, informações hoje ainda largamente ausentes na definição da cobrança e outorga.

Palavras-chave: instrumentos de gestão dos recursos hídricos; cobrança pelo uso da água; enquadramento; outorga; modelo hidroeconômico.

ABSTRACT

The integrated management of water resources aims to ensure water security by balancing abundant demands with scarce water resources. In Brazil, Law 9.433/97 established water charges, water body classification, water permits water resources plans, compensation to municipalities, and the water resources information system as instruments to regulate multiple water uses. Despite advancements in coordinating various responsible agencies and sectors, the implementation of these instruments still lacks clarity regarding the approach employed and the expected outcomes. Regarding water charges, defining values remains a complex challenge, while water permits are granted based on the order of application, and water body classification goals are formulated without a comprehensive understanding of the environmental and economic impacts on different basin uses. This study seeks to contribute to these gaps with a methodological framework whose main objective is to formulate criteria and guidelines supporting the implementation of water permits, water body classification, and water charges. To achieve this objective, a hydroeconomic model was developed to evaluate water allocations based on economic and water quality objectives (trade-offs). This model integrates multi-objective optimization with water quality simulation to construct a Pareto frontier. From the solutions obtained, we propose a unit price calculation model for water abstraction charges and an interactive negotiation process on the intended goals (economic performance and water quality). The study area is the Rio dos Sinos Watershed in Rio Grande do Sul. Results indicate that river reaches with greater water scarcity would incur proportionally higher water charges than reaches where water is abundant. However, there is no one-size-fits-all solution, as the outcome depends on the environmental and economic goals set for the basin. In this context, the developed model enables the representation of externalities from different users, signaling sections with greater scarcity or greater suitability for new water permits and differentiation of charged values - information currently largely absent in water charge and water permit definitions.

Keyword: water resources management instruments; water charges; water body classification; water permits; hydroeconomic model.

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 – Características dos principais parâmetros de qualidade da água e fontes de poluição.	39
Quadro 3.2 – Padrões de qualidade da água de acordo com as classes de enquadramento.	40
Quadro 3.3 – Padrões de lançamento de efluentes no Rio Grande do Sul.	41
Quadro 3.4 – Principais modelos de qualidade da água superficial e suas características. .	42
Quadro 5.1 – População total, urbana e rural inserida na bacia hidrográfica do rio dos Sinos.	55
Quadro 6.1 – Divisão dos trechos da bacia hidrográfica do rio dos Sinos.	64
Quadro 6.2 - Valores típicos de k_s a 20 °C.	68
Quadro 6.3 - Valores típicos de k_1 a 20 °C.	68
Quadro 6.4 – Equações para estimativa de k_2 em função da velocidade e da profundidade.	69
Quadro 6.5 – Equações para a estimativa de k_2 em função da velocidade e da declividade, de acordo com a faixa de vazão.	69
Quadro 6.6 – Equações para a estimativa de k_2 conforme modelos baseados em dados hidráulicos.	69
Quadro 6.7 – Valores típicos de k_2 a 20°C.	70
Quadro 6.8 – Valores típicos de k_d a 20°C.	70
Quadro 6.9 – Valores típicos de k_{an} a 20°C.	70
Quadro 6.10 – Valores típicos de k_{an} a 20°C.	71
Quadro 6.11 – Classificação da magnitude da correlação.	75
Quadro 6.12 – Vazões específicas para a bacia hidrográfica do rio dos Sinos.	80
Quadro 6.13 – Vazões de referência (incrementais) para os trechos de estudo na bacia hidrográfica do rio dos Sinos.	80
Quadro 6.14 – Informações sobre as estações de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio dos Sinos.	81
Quadro 6.15 – Condições iniciais utilizadas para os trechos simulados (estação 87378500 - Caraá).	82
Quadro 6.16 – Status dos cadastros de outorga do SIOUT consideradas no estudo.	83
Quadro 6.17 – Classificações adotadas a partir das finalidades do cadastro do SIOUT.	84
Quadro 6.18 – Percentuais de retorno de vazão, de acordo com as finalidades de uso.	85
Quadro 6.19 – Cargas e concentrações brutas do efluente urbano.	86
Quadro 6.20 – Concentrações brutas do efluente da irrigação.	87
Quadro 6.21 – Concentrações brutas do efluente da indústria.	87
Quadro 6.22 – Informações de coleta e tratamentos dos municípios inseridos na bacia hidrográfica do rio dos Sinos.	89
Quadro 6.23 – Concentração dos efluentes urbanos considerados na simulação da qualidade da água.	91
Quadro 6.24 – Coeficientes utilizados para cálculo do benefício econômico de cada usuário da bacia.	93
Quadro 7.1. Coeficientes de calibração aplicados ao modelo QUAL-UFMG.	112
Quadro 7.2 – Resultados dos cenários simulados.	116
Quadro 7.3 – Valores ΔP obtidos segundo Equação (20).	120
Quadro 7.4 – Valores ΔP negativos normalizados.	124
Quadro 7.5 – Valores ΔP positivos normalizados.	126
Quadro 7.6 – Valores obtidos para a cobrança pelo lançamento de fósforo na bacia.	128

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Classes de Enquadramento dos Corpos d'Água segundo as categorias de usos para as águas doces, segundo a Resolução Conama nº 357/2005. (Fonte: ANA, 2013).....	26
Figura 3.2 – Relação entre possíveis externalidades geradas pelo uso da água e perguntas. (Fonte: elaboração própria, 2023).....	33
Figura 3.3 – Relação entre custos marginais sociais (CMS), custos marginais privados (CMP) e custos marginais externos (CME). (Fonte: elaboração própria, 2023).....	35
Figura 3.4 – Relação entre as custo marginal social (CMS), custo marginal privado (CMP) e benefício marginal (BM). (Fonte: elaboração própria, 2023)	37
Figura 3.5 – Fluxograma simplificado e genérico do processo de geração de soluções candidatas de algoritmos evolutivos. (Fonte: elaboração própria, 2023)	47
Figura 5.1 – Localização da bacia hidrográfica do rio dos Sinos no Estado do Rio Grande do Sul. (Fonte: elaboração própria, 2023).....	55
Figura 5.2 – Divisão da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos em sub-bacias. (Fonte: elaboração própria, 2023).....	57
Figura 6.1 – Fluxograma da metodologia do trabalho. (Fonte: elaboração própria, 2023)....	62
Figura 6.2 – Diagrama unifilar da bacia hidrográfica do rio dos Sinos. (Fonte: elaboração própria, 2023).	64
Figura 6.3 - Fluxograma do processo de otimização aplicado. (Fonte: elaboração própria, 2023)	79
Figura 6.4 – Estações de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio dos Sinos. (Fonte: elaboração própria, 2023)	81
Figura 6.5 – Outorgas de captação consideradas para o estudo na bacia hidrográfica do rio dos Sinos. (Fonte: elaborado com base nos dados do SIOUT (2022))	85
Figura 6.6 – ETEs localizadas na bacia hidrográfica do rio dos Sinos. (Fonte: elaborado com base no Atlas Esgotos (2019)).....	89
Figura 6.7 – Representação esquemática da fronteira de Pareto. (Fonte: Elaboração própria, 2023)	95
Figura 6.8 – Exemplo de solução dominada e possibilidade de trade-offs. (Fonte: Elaboração própria, 2023)	96
Figura 6.9 - Condições ótimas de outorga de uso da água sob o ponto de vista social e privado. (Fonte: elaboração própria, 2023).	99
Figura 6.10 - Benefício econômico total e quantidade de água alocada. (Fonte: elaboração própria, 2023).	100
Figura 6.11 – Diferença entre benefícios totais para a determinação de ΔP . (Fonte: elaboração própria, 2023).....	101
Figura 6.12 – Ilustração da lógica adotada para a escolha da solução na fronteira de Pareto. (Fonte: elaboração própria, 2023).....	102
Figura 6.13 – Função de abatimento nos custos da poluição (Fonte: elaboração própria, 2023)	106
Figura 6.14 – Representação gráfica da relação entre as variáveis para obtenção de valores para a cobrança pelo lançamento de esgotos (Fonte: elaboração própria, 2023)	108
Figura 7.1 – Perfis longitudinais dos parâmetros calibrados no modelo QUAL-UFMG. (Fonte: elaboração própria, 2023).....	114
Figura 7.2 – Soluções obtidas para o problema (Fonte: elaboração própria, 2023).	115
Figura 7.3 – Número de trechos com concentração de fósforo equivalente às classes meta de enquadramento da bacia do rio dos Sinos (Fonte: elaboração própria, 2023).....	117

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	19
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1	PANORAMA DA GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO EXTERIOR ..	20
3.2	INSTRUMENTOS DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL	24
3.2.1	Planos de Recursos Hídricos	24
3.2.2	Enquadramento dos corpos hídricos	26
3.2.3	Outorga de direitos de uso de recursos hídricos	27
3.2.4	Cobrança pelo uso da água	29
3.2.5	Desafios na implementação integrada dos instrumentos de gestão	32
3.3	ECONOMIA DOS RECURSOS HÍDRICOS	33
3.3.1	Custo e benefício marginal aplicados aos recursos hídricos	33
3.3.2	Custo de oportunidade	37
3.3.3	Custo da escassez	37
3.4	QUALIDADE DA ÁGUA.....	38
3.4.1	Parâmetros de qualidade da água.....	38
3.4.2	Legislação aplicada à qualidade da água nos corpos hídricos	40
3.5	MODELOS MATEMÁTICOS DE SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA .	41
3.5.1	Modelo QUAL-UFMG	43
3.6	MODELOS HIDROECONÔMICOS E ABORDAGENS DE OTIMIZAÇÃO.....	45
3.6.1	Modelos hidroeconômicos.....	45
3.6.2	Algoritmos evolucionários.....	46
3.6.3	Aplicação na gestão dos recursos hídricos.....	49
4	LACUNAS DE CONHECIMENTO	52
5	ÁREA DE ESTUDO	54
5.1	BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOS SINOS.....	54
5.2	DESAFIOS E AVANÇOS DOS INSTRUMENTOS DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NA BACIA DO RIO DOS SINOS.....	58
6	METODOLOGIA	60
6.1	ESTRUTURA METODOLÓGICA GERAL	60
6.2	DEFINIÇÃO DOS CENÁRIOS DE ESTUDO	62
6.3	CONFIGURAÇÃO DO MODELO DE SIMULAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	63
6.3.1	Diagrama unifilar	63
6.3.2	Modelo QUAL-UFMG	65
6.3.3	Calibração do modelo QUAL-UFMG	73
6.4	MODELO HIDROECONÔMICO PARA INTEGRAÇÃO DOS INSTRUMENTOS DE GESTÃO.....	75

6.4.1	BORG MOEA	75
6.4.2	Funções objetivo	76
6.4.3	Acoplamento entre o QUAL-UFMG e o BORG-MOEA	78
6.5	APLICAÇÃO	79
6.5.1	Vazão de referência	79
6.5.2	Dados de qualidade da água.....	80
6.5.3	Condições iniciais de qualidade da água.....	82
6.5.4	Captações de água bruta	83
6.5.5	Lançamentos de efluentes	85
6.6	FUNÇÕES ECONÔMICAS DE BENEFÍCIO E CUSTO	91
6.7	ANÁLISE DOS TRADE-OFFS COMO SUBSÍDIO PARA A IMPLEMENTAÇÃO DOS INSTRUMENTOS DE GESTÃO	95
6.7.1	Análise comparativa dos cenários e processo decisório.....	95
6.7.2	Lógica de análise e discussão para identificação de critérios para a cobrança pelo uso e lançamento.....	97
7	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	112
7.1	CALIBRAÇÃO	112
7.1.1	Coeficientes de calibração	112
7.1.2	Perfis longitudinais e métricas.....	112
7.2	ANÁLISE DOS TRADE-OFFS ENTRE DIFERENTES SOLUÇÕES DE USO DA ÁGUA E QUALIDADE AMBIENTAL	115
7.2.1	Solução selecionada para análise	118
7.3	VALORES ECONÔMICOS DA ÁGUA PELA CAPTAÇÃO E CONSUMO DE ÁGUA BRUTA.....	119
7.3.1	Proposta de diretrizes para a cobrança	122
7.4	VALORES ECONÔMICOS PELO LANÇAMENTO DE ESGOTOS.....	127
8	LIMITAÇÕES E RECOMENDAÇÕES	129
9	CONCLUSÕES.....	131
10	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	134
11	ANEXO A – RESULTADOS DAS SOLUÇÕES OBTIDAS.....	147

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial a todas as formas de vida do planeta Terra, entretanto, embora abundante em termos absolutos no Brasil¹, a distribuição dos recursos hídricos é desigual², tanto espacialmente, como temporalmente. Parcela significativa da população ocupa regiões semiáridas e, enquanto há elevada concentração em regiões metropolitanas. Estes fatos aliado a baixos índices de coleta e tratamento de efluentes e grande variação sazonal em regimes de chuvas em diversas regiões, resultam num cenário atual de escassez e falta de segurança hídrica.

Este cenário é agravado pela ocorrência de eventos extremos, cuja tendência de aumento em função de mudanças no clima vêm sendo apontada em IPCC (2013), em conjunto com o crescimento populacional e a intensificação de atividades econômicas, que geram pressão sobre os recursos hídricos. Este contexto evidencia a necessidade cada vez mais urgente de elevar a capacidade de gerir os recursos hídricos e tornar a sociedade mais adaptada e resiliente.

Nesse sentido, a Gestão Integrada dos Recursos Hídricos (GIRH) tomou importância em 1992, durante a Conferência de Dublin sobre Água e Meio Ambiente e a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, conhecida como Rio-92 (GWP, 2000). Segundo GWP (2000), a GIRH visa “maximizar o bem-estar econômico e social de maneira equitativa, sem comprometer a sustentabilidade dos ecossistemas vitais”.

Num panorama global observa-se a adoção de diferentes estratégias e políticas para assegurar a disponibilidade quali-quantitativa dos recursos hídricos, no entanto, um tema que se destaca são os instrumentos econômicos. Na Europa, a Diretiva Quadro da Água estabeleceu um quadro geral para gestão integrada das bacias no continente e introduziu políticas de preços de água (COMUNIDADE EUROPEIA, 2000). Na Califórnia, Estados Unidos, mercados de água empregam o preço e o custo de oportunidade para realocar a água por meio de aquisição (WATER EDUCATION FOUNDATION, 2020).

¹ De acordo com a Conjuntura dos Recursos Hídricos (ANA, 2018), o Brasil possui cerca de 13% da água doce disponível do planeta Terra.

² Dados do SNIS para o ano de referência de 2021 indicam atendimento total de água para 84,2% da população brasileira, representando 177 milhões de pessoas, ou seja, mais de 33 milhões de brasileiros não tem acesso à água em boas condições para consumo.

A resolução de questões associadas aos recursos hídricos depende do gerenciamento e da competência das instituições envolvidas (PADOVESI-FONSECA; DE FARIA, 2022), não apenas da disponibilidade hídrica. No Brasil, a Lei 9.433 de 1997, conhecida como Lei das Águas (BRASIL, 1997) instituiu os instrumentos de gestão dos recursos hídricos, que vão ao encontro dos objetivos da GIRH, buscando auxiliar o planejamento e a gestão das águas no Brasil. Desde então, muito se discute sobre a importância da implementação integrada destes instrumentos, para que haja maior eficiência da gestão.

Os instrumentos propostos na Lei das Águas (BRASIL, 1997) incluem elementos regulatórios, como outorga, econômicos, como a cobrança pelo uso da água, de planejamento, como os planos de bacia e o enquadramento dos corpos de água, e operacionais como o sistema de informação em recursos hídricos.

A cobrança pelo uso dos recursos hídricos é definida como um instrumento para reconhecer a água como bem econômico e indicar ao usuário seu real valor. Porém, o País esbarra em desafios diversos, conforme salientado pelo Banco Mundial (2018a) e OCDE (2017). As metodologias e critérios atualmente em vigor são simplificadas, e baseiam-se na quantidade de água captada e/ou consumida e na qualidade do manancial, além de um único parâmetro poluidor, a DBO, que é característica de poluição orgânica, destacando a necessidade do aperfeiçoamento das metodologias e critérios de cobrança pelo uso da água, de forma que os valores também estejam de acordo com a estratégia de financiamento integrado adotada.

Em relação à outorga, a Resolução N° 1.938 de outubro de 2017 (ANA, 2017) define que os seguintes critérios devem ser avaliados: (i) disponibilidade hídrica, estimada a partir do balanço hídrico quali-quantitativo; (ii) compatibilidade da demanda com o uso pretendido. Novamente, observa-se a implementação de um instrumento sem a consideração simultânea de critérios que refletem o valor econômico da água e os possíveis impactos na qualidade dos mananciais, comprometendo metas de enquadramento.

No que se refere ao instrumento de cobrança, o mesmo ainda não é capaz de sinalizar a escassez da água e induzir seu uso racional (objetivos previstos na Lei 9.433/97). Os valores cobrados raramente tomam como referência estudos de viabilidade ou avaliação de impacto (OCDE, 2015). Além disso, há dificuldade no estabelecimento de mecanismos para definição de valores que observem a

localização dos usuários na bacia, condições econômicas, sazonalidade e lançamento com fins de diluição, conforme preconizado no Art. 7º da Resolução CNRH de março de 2005 (MMA; CNRH, 2005).

Sobre o enquadramento, nota-se dificuldades relacionadas ao foco apenas em um parâmetro de qualidade da água, geralmente a DBO (BITENCOURT; FERNANDES; GALLEGO, 2019) ou pela ausência de base metodológica para a elaboração das propostas de enquadramento (FARIA; SANTOS; PIZELLA, 2022).

As limitações apresentadas resultam na perda de eficácia dos instrumentos, limitando a gestão dos recursos hídricos como um todo. As falhas na gestão dos recursos hídricos são evidenciadas pelos diversos gargalos já documentados, a exemplo de planos de bacia sem condições de estabelecer prioridades e critérios para o uso dos recursos disponíveis e de orientar decisões de alocação de água (OCDE, 2015). Ainda, planos de recursos hídricos sem condições de dar orientação estratégica para os instrumentos de gestão (BANCO MUNDIAL, 2018b), falta de sustentabilidade financeira para gestão (BANCO MUNDIAL, 2018a), entre outros.

Poucos são os estudos no Brasil que buscam estruturar uma metodologia capaz de integrar os diversos instrumentos de gestão e contribuir para que os gestores e planejadores tenham capacidade de definir os critérios de forma estratégica. Dalcin e Marques (2020) propuseram um modelo hidroeconômico para a bacia do rio dos Sinos que abordou a alocação de outorgas de forma dinâmica, considerando o enquadramento e a maximização dos benefícios econômicos líquidos. Entretanto, o estudo não realizou uma análise detalhada da cobrança.

Silva, Moraes e Silva (2019) elaboraram um modelo hidroeconômico para análise de alocação da água, porém sem considerar aspectos de qualidade necessários ao enquadramento e sem propor diretrizes para a cobrança. Outros estudos recentes, como Oliveira et al. (2021), ainda se limitam a usos de irrigação e abastecimento, sem considerar usos de lançamento de efluentes e industriais. Vichete e Júnior (2019) propuseram um modelo hidroeconômico para a alocação de água nos reservatórios do Sistema Cantareira, considerando as vazões do período de crise hídrica.

Estudos já publicados em outros países, como Pulido-Velazquez et al. (2008) mostram as ineficiências econômicas de políticas vigentes de alocação da água e os custos marginais da mesma, mas sem adentrar critérios mais específicos para a precificação da água. Embora Pulido-Velazquez, Alvarez-Mendiola e Andreu (2013)

tenham empregado abordagem hidroeconômica para a precificação da água, os autores destacam que os valores marginais não são necessariamente os valores a serem cobrados, uma vez que os valores finais dependem da política hídrica vigente, que devem considerar elementos como sustentabilidade ambiental e equidade, além de eficiência econômica.

Ainda, Baccour et al. (2021) propuseram uma metodologia com um modelo hidroeconômico capaz de analisar soluções de alocação da água e abatimento de poluição na escala de bacia hidrográfica, porém empregando diferentes cenários de disponibilidade hídrica e políticas de abatimento em uma abordagem mono-objetivo. Ward (2021), em uma análise de abordagens hidroeconômicas para orientar plano de adaptação frente a mudanças no clima, destacou que diversos avanços são necessários, incluindo o emprego de algoritmos genéticos para o tratamento de problemas estocásticos complexos, inclusão da qualidade da água e especialmente mais esforço para tornar as abordagens mais aplicáveis na tomada de decisão por gestores e partes interessadas (*stakeholders*). Essa percepção é corroborada por Ortiz-Partida et al. (2023), que destacam que o campo de desenvolvimento de modelos hidroeconômicos necessita de abordagens mais operacionais que enfatizem a integração de variáveis ainda negligenciadas, como equidade, requerimentos ecossistêmicos e qualidade da água.

No caso do Brasil, o aspecto operacional destacado envolve uma definição mais clara de como os resultados de trabalhos de modelagem servem para a definição de critérios para os instrumentos de gestão, o que permanece uma lacuna. De modo geral, alguns dos estudos mencionados anteriormente ainda são limitados por não mostrarem como os resultados se traduzem em diretrizes para instrumentos de gestão dos recursos hídricos.

Há uma discussão atual no Brasil sobre a complexidade dos modelos de cobrança, na qual a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) no documento “Orientações Gerais para a Implementação da Cobrança pelo uso de Recursos Hídricos em Bacias Hidrográficas” (ANA, [s.d.]) defende, que “*a equação matemática de cobrança seja de fácil entendimento e prime pela maior simplicidade possível*”. O desafio aqui é como identificar diretrizes para a definição de Preços Públicos Unitários (PPUs) mais significativos no tocante aos objetivos da bacia, de modo a deixar as equações mais simples como preconizado pela ANA.

O presente estudo de mestrado traz uma contribuição para a lacuna de conhecimento identificada, tendo como objetivo principal a formulação de critérios e diretrizes que subsidiem a tomada de decisão relativa à outorga, enquadramento e cobrança pelo uso da água. Para atingir esse objetivo, foi elaborado um modelo de otimização para a análise de decisões de alocação da água considerando tanto a qualidade da água resultante, como os benefícios econômicos gerados. Os *trade-offs* (perdas e ganhos) econômicos e ambientais resultantes das diferentes decisões de alocação servem para embasar critérios para a cobrança pelo uso da água, utilizando o conceito de internalização das externalidades.

As contribuições do trabalho são (a) configuração de um modelo hidroeconômico e uma proposta para transformar os resultados em diretrizes para cobrança e enquadramento; (b) utilização de fundamentação econômica para a determinação de critérios para a cobrança a partir de objetivos mensuráveis; (c) inclusão de modelagem integrada de qualidade da água, incluindo parâmetros como fósforo e nitrogênio; e (d) combinação da abordagem econômica em um modelo multiobjetivo desenvolvido em ambiente de MOEA (*multi-objective evolutionary algorithm*) para determinação de uma fronteira de Pareto sobre as políticas hídricas possíveis e seus *trade-offs*. Esse último aspecto é uma inovação que servirá de base para o processo de negociação sobre metas de enquadramento e critérios de cobrança e alocação de água em bacias hidrográficas.

O trabalho proposto avança sobre Silva, Moraes e Silva (2019), Oliveira et al. (2021), Vichete e Júnior (2019) e Moraes et al. (2015) ao integrar a qualidade da água e definir critérios para instrumentos de gestão. São empregados objetivos econômicos associados ao excedente do consumidor e custos de tratamento de efluentes, variáveis por usuário e trecho da bacia, para definição de critérios para PPU's, o que vai além do impacto contábil nos agricultores considerado em Forgiarini, Silveira e Cruz (2008).

O trabalho também complementa o estudo de Dalcin e Marques (2020) com uma análise mais detalhada sobre cobrança e avança sobre Baccour et al. (2021) com uma abordagem multi-objetivo. Ainda, em relação a Pulido-Velazquez, Alvarez-Mendiola e Andreu (2013), o trabalho incorpora critérios de sustentabilidade ambiental na forma de diferentes metas de qualidade da água. Diversos dos avanços propostos se

alinham ainda com as demais demandas apontadas em Ward (2021) e Ortiz-Partida et al. (2023) para o aprimoramento de abordagens de modelagem hidroeconômica.

A dissertação está organizada da seguinte maneira: inicia-se pela definição dos objetivos, seguida pela revisão bibliográfica, que aborda os instrumentos de gestão dos recursos hídricos, conceitos de economia dos recursos hídricos, qualidade da água e modelos matemáticos. Após, são comentadas as lacunas de conhecimento e apresentada a área de estudo. A metodologia é composta por uma estrutura geral para situar o leitor das principais etapas do estudo, assim como um detalhamento para explicitar as premissas adotadas. Por fim, é apresentada uma análise dos resultados, na qual são evidenciados os principais aspectos observados, que embasam as considerações e recomendações para aperfeiçoamento do estudo.

2 OBJETIVOS

Este estudo tem como objetivo geral a formulação de critérios que subsidiem a tomada de decisão relativa à outorga, enquadramento e cobrança pelo uso da água, que a longo prazo busca contribuir para melhorar a gestão de bacias hidrográficas. Para alcançar esse objetivo principal, são propostos três objetivos específicos:

1. Desenvolver um modelo hidroeconômico para identificar critérios para a negociação e implementação de instrumentos de gestão (cobrança, enquadramento e outorga) de forma mais transparente e integrada;
2. Avaliar os *trade-offs* (perdas e ganhos) entre diferentes níveis de qualidade da água e desempenho econômico que podem ser alcançados na formulação dos critérios de outorga e enquadramento;
3. Avaliar os valores econômicos da água quando custos de poluição são internalizados pelos usuários na gestão dos recursos hídricos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica apresentada a seguir aborda a gestão dos recursos hídricos em diversos países, trazendo exemplos de políticas e instrumentos adotados para garantir a disponibilidade quantitativa e qualitativa da água. Em seguida, são descritos os instrumentos de gestão dos recursos hídricos previstos na legislação brasileira, complementados pela análise de estudos acerca dos desafios de implementação.

Visando o embasamento teórico e referencial, são apresentados conceitos relacionados à economia dos recursos hídricos, seguidos pelo tema qualidade da água e legislação correlata. Por fim, é realizada uma revisão acerca dos modelos matemáticos de otimização e sua aplicação na gestão dos recursos hídricos.

3.1 Panorama da gestão dos recursos hídricos no exterior

A gestão dos recursos hídricos é uma necessidade global de extrema importância para garantir a segurança hídrica em termos de disponibilidade e qualidade da água para as gerações presentes e futuras. Diversos países têm adotado diferentes instrumentos e políticas para gerenciar seus recursos hídricos, buscando um equilíbrio entre os aspectos econômicos, ambientais e sociais. A seguir, são apresentados alguns exemplos.

Na Europa, a Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, mais conhecida como Diretiva Quadro da Água (DQA) ou, em inglês, Water Framework Directive (WFD), foi implementada em 2000 e estabeleceu um quadro geral para a gestão integrada das bacias hidrográficas no continente europeu. Inicialmente, seu objetivo era alcançar um “bom estado da água” até 2015, com possibilidade de prorrogação até 2027 (CARDOSO-SILVA; FERREIRA; POMPÊO, 2013).

Embora o modelo de gestão dos recursos hídricos varie entre os países europeus, pode-se citar o sistema da França. A gestão envolve múltiplos atores em vários níveis e domínios de intervenção, incluindo a União Europeia, o estado francês, as bacias hidrográficas, as regiões, os departamentos, as comunas e as intercomunidades (C.I.EAU, 2019).

A DQA (COMUNIDADE EUROPEIA, 2000) estabelece instrumentos econômicos para gestão dos recursos hídricos, como: (i) políticas de preços da água, para incentivar os usuários a utilizarem a água de forma mais eficiente; e (ii) contribuição dos diversos setores econômicos (ao menos indústria, doméstico e agrícola) para

recuperação dos custos dos serviços de abastecimento de água, seguindo o princípio do poluidor-pagador.

Também são estabelecidos os planos de gestão das bacias hidrográficas na DQA (COMUNIDADE EUROPEIA, 2000), com objetivo semelhante ao que ocorre no Brasil. Ainda, legislação europeia destaca a importância, quando possível, da elaboração de um único plano de bacia quando a região hidrográfica ultrapassar as fronteiras do país.

A DQA (COMUNIDADE EUROPEIA, 2000) também define normativas para classificação do estado ecológico dos corpos hídricos em excelente, bom, razoável, ruim ou péssimo, de acordo com o estado geral e a análise de parâmetros de qualidade biológica, hidromorfológica e físico-química, para rios, lagos, águas de transição e águas costeiras. Este instrumento não apresenta valores quantitativos para classificação na DQA, apenas classificações com descrições que devem servir como base para comparação entre o corpo hídrico de interesse e um outro ambiente similar não perturbado. Além disso, não há metas específicas para cada corpo hídrico, sendo um objetivo geral de se alcançar o “bom estado da água”.

Ainda, a norma europeia (COMUNIDADE EUROPEIA, 2000) dispõe sobre a necessidade de controle de captação das águas doces superficiais e represamento, com necessidade de registro e autorização prévia. As autorizações devem ser revisadas periodicamente e atualizadas, se necessário. Além disso, quando as captações ou represamentos não tiverem impacto significativo no estado das águas, podem ser dispensadas.

A DQA (COMUNIDADE EUROPEIA, 2000) não deixa explícita a necessidade de integração dos instrumentos nela dispostos, mas ressalta a necessidade do desenvolvimento de uma política comunitária integrada no domínio das águas. Além disso, destaca a necessidade de integração entre a proteção e a gestão sustentável da água em outras políticas comunitárias, como políticas energéticas, de transporte, agrícola, entre outras.

Na França, o decreto nº 66-700 (REPUBLIQUE FRANÇAISE, 1966) regulamentou as Agências de Água, com o objetivo de facilitar as ações de interesse comum da população, garantir o equilíbrio dos recursos hídricos e atingir a qualidade da água fixada pela legislação. A cobrança pelo uso da água foi prevista neste mesmo decreto, entretanto, não fica explícito o objetivo da mesma. A Política Nacional dos

Recursos Hídricos no Brasil (BRASIL, 1997), segundo Laigneau (2011), considerou a experiência francesa como fonte de inspiração.

No decreto mencionado acima foram propostos três tipos de cobrança (REPUBLIQUE FRANÇAISE, 1966): (i) pela deterioração da qualidade da água; (ii) pela captação de água; (iii) pela modificação do regime da água. De acordo com Laigneau (2011) as duas primeiras foram implementadas em 1969, enquanto a terceira apenas em 2007.

Os valores de cobrança exercidos na França aumentaram ao longo dos anos, iniciando com valores bastante reduzidos (LAIGNEAU, 2011). Além disso, os mecanismos foram evoluindo, como, por exemplo, para o setor industrial, considera-se diversos tipos de poluição, não apenas orgânica (LAIGNEAU, 2011).

Nos Estados Unidos, a gestão dos recursos hídricos é compartilhada entre os governos federal, estadual e local (HE; HARDEN; LIU, 2020). O governo federal estabelece leis e regulações, enquanto os governos estaduais e locais realizam a alocação de água. Uma das principais leis relacionadas à gestão dos recursos hídricos é a Federal Water Pollution Control Act, também conhecida como Lei da Água Limpa (Clear Water Act – CWA), promulgada em 1948 e revisada em 1972 e 1987. Essa lei tem como foco a regulamentação da qualidade da água e dos padrões de lançamento de efluentes, estabelecendo instrumentos de controle para reduzir e prevenir a poluição.

No que diz respeito à alocação e cobrança pelo uso da água, as políticas variam em cada estado americano. Na Califórnia, por exemplo, existem duas categorias principais de direitos de água (ANA, 2018): (i) direitos de apropriação prévia, em que os usuários podem desviar corpos d'água e fazer uso de volumes captados em áreas não adjacentes ao corpo d'água; e (ii) direitos ripários, que estão ligados exclusivamente à parcela de água que naturalmente flui no terreno de uma propriedade e não requerem permissões, licenças ou outras aprovações do Estado.

Um instrumento interessante que existe na Califórnia, assim como em outros estados americanos, é o mercado de água ou transferência de água. De acordo com Water Education Foundation (2020), esse mercado é especialmente importante durante períodos de seca, fornecendo incentivo econômico tanto para compradores quanto vendedores. A transação voluntária de água entre as partes utiliza o preço e o custo de oportunidade para realocar a água por meio de aquisição, arrendamento ou

doação de direitos de um usuário para outro (WATER EDUCATION FOUNDATION, 2020).

Também cabe mencionar o mercado de água do Chile, estabelecido inicialmente em 1951 pelo Código de Águas do Chile (CHILE - MINISTERIO DE JUSTICIA, 1951). Segundo Donoso (2014), esse mercado trouxe benefícios principalmente para realocação de água em áreas urbanas em expansão, criando a oportunidade de atender às demandas de atividades sociais e econômicas, além de promover investimentos privados para aumentar a eficiência na utilização dos recursos hídricos. A revisão do Código em 1981 (CHILE - MINISTERIO DE JUSTICIA, 1981) reduziu a intervenção do estado na gestão dos recursos hídricos, ampliando os poderes de gestão dos titulares de direitos de uso da água, além de não estabelecer preferências de uso. Somente na reforma do Código de Águas em 2022 (CHILE - MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS, 2022) foi definida a priorização para consumo humano, saneamento e uso doméstico.

Entretanto, Bauer (2004) destaca que a reforma que introduziu o Código de águas no Chile falhou em endereçar questões econômicas, sociais, ambientais e políticas especialmente no que se refere a (i) gestão das bacias hidrográficas, coordenação de múltiplos usos da água e gestão conjunta das águas superficiais e subterrâneas; (ii) a resolução de conflitos relacionados à água por meio de processos judiciais ou não judiciais; (iii) a internalização das externalidades econômicas e ambientais; (iv) o esclarecimento, aplicação e monitoramento das relações entre diferentes direitos e deveres de propriedade, como direitos de uso consuntivo e não consuntivo da água; (v) proteção ambiental e ecossistêmica, incluindo a manutenção de fluxos de água nos cursos d'água para fins ambientais; e (vi) assistência pública a agricultores de baixa renda para melhorar a equidade social em questões de direitos de água e mercados de água.

Segundo Bauer (2004) mercados de água significam mais do que apenas a troca de direitos de uso, trazendo diversas outras consequências de ordem institucional para a governança de recursos hídricos, o que torna, na visão do autor, o modelo chileno incompatível com a gestão integrada de recursos hídricos.

À medida que o mundo enfrenta crescentes desafios relacionados à gestão da água, a adoção de instrumentos eficazes e abordagens integradas se torna fundamental. A Diretiva Quadro da Água na Europa, a cobrança pelo uso da água na

França , as leis de controle da qualidade da água nos Estados Unidos, e os mercados de água no Chile e na Califórnia são exemplos de diferentes abordagens adotadas para enfrentar esses desafios. Embora haja diferenças entre os países, é evidente que a gestão dos recursos hídricos requer uma combinação de políticas econômicas, regulamentações eficientes, planos de gestão de bacias hidrográficas e incentivos para promover o uso sustentável da água.

A busca pela integração desses instrumentos, considerando os aspectos econômicos, quali-quantitativos e ambientais, é essencial para garantir a disponibilidade contínua de água de qualidade para as gerações atuais e futuras. A colaboração internacional e o intercâmbio de melhores práticas são fundamentais nesse processo, à medida que se avança em direção a uma gestão sustentável dos recursos hídricos em todo o mundo.

3.2 Instrumentos de gestão dos recursos hídricos no Brasil

A Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997), denominada Lei das Águas, institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos e define os instrumentos de gestão dos recursos hídricos: (i) planos de recursos hídricos; (ii) enquadramento dos corpos hídricos em classes; (iii) outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos; (iv) cobrança pelo uso de recursos hídricos; (v) compensação a municípios; e (vi) sistema de informações e compensação a municípios. Neste item serão abordadas as definições e os principais desafios relacionados à implementação dos quatro primeiros instrumentos.

3.2.1 Planos de Recursos Hídricos

Os Planos de Recursos Hídricos (PRHs) têm como objetivo fundamental e orientar a implementação da Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH) e o gerenciamento dos recursos hídricos. A Lei das Águas estabelece que os Planos de Recursos Hídricos devem ser elaborados por bacia hidrográfica, Estado ou País.

Os PRHs são considerados instrumentos de planejamento e devem orientar a implementação dos demais instrumentos previstos na Lei das Águas, como o enquadramento dos corpos hídricos, a outorga de direitos de uso de recursos hídricos e a cobrança pelo uso da água. O conteúdo mínimo dos Planos é estabelecido na Lei nº9.433/97 (BRASIL, 1997) e o horizonte de planejamento dos Planos deve ser compatível com os programas e ações propostos nos mesmos.

De acordo com Banco Mundial (2018b) e OCDE (2015), o maior desafio dos PRHs é a baixa eficácia da implementação do plano de ação, uma vez que são traçadas metas ambiciosas, que tornam o plano inexecutável face aos recursos disponíveis e prazos estabelecidos. Também se destaca a falta de objetividade e possibilidade de flexibilidade para adaptação dos PRHs aos problemas locais das bacias hidrográficas.

Tendo em vista estes desafios, metodologias vêm sendo propostas no âmbito acadêmico, com objetivo de estabelecer e implementar mecanismos de acompanhamento e monitoramento do plano. Como exemplo, a proposta de Mota (2018) envolve uma metodologia para avaliar o grau de implementação dos PRHs através de indicadores e índices relacionados ao plano de ação. Outra abordagem, proposta em Dalcin e Marques (2020) buscou integrar os diferentes instrumentos de gestão na tomada de decisão sobre os investimentos em saneamento propostos no plano de bacia e a alocação da água por meio de outorgas.

Outras problemáticas estão relacionadas à dissociação entre o planejamento de expansão da infraestrutura hídrica, ao planejamento de recursos hídricos, ao planejamento setorial e à falta de preparação e resposta frente a eventos críticos (BANCO MUNDIAL, 2018b).

Com objetivo de avaliar a adequação da metodologia empregada na elaboração dos PRHs, Santos *et al.* (2020) elaboraram um conjunto de 10 requisitos metodológicos a serem verificados no processo de elaboração dos PRHs e concluíram que os principais fatores que contribuem para o baixo alcance dos PRHs são: (i) a insuficiente articulação desses planos com os planos Nacional e Estadual de recursos hídricos, bem como com outras estratégias setoriais; (ii) as dificuldades institucionais para integração do planejamento dos recursos hídricos com o planejamento territorial regional e municipal e; (iii) a abordagem insuficiente de questões relativas à segurança hídrica. Desta forma, para assegurar o papel dos PRHs como impulsionadores da gestão integrada dos recursos hídricos, envolvendo a participação e compartilhamento, os autores sugerem que sejam seguidos, durante a elaboração dos planos, os requisitos metodológicos propostos.

Nota-se, portanto, que não basta apenas a criação de indicadores e o acompanhamento após a elaboração dos PRHs, é necessário que o desenvolvimento deste instrumento seja realizado observando-se a articulação com demais

instrumentos de planejamento e políticas públicas, não somente com os instrumentos de gestão dos recursos hídricos. A metodologia desenvolvida no presente estudo, que será apresentada no capítulo 5.2, vai ao encontro dos desafios mencionados na elaboração dos PRHs no sentido de priorizar investimentos em determinados locais da bacia, a partir da avaliação dos trade-offs relacionados ao enquadramento, outorga e cobrança pelo uso da água.

3.2.2 Enquadramento dos corpos hídricos

O enquadramento dos corpos de água é o segundo instrumento de gestão apresentado na Lei 9.433/97 (BRASIL, 1997) e se caracteriza por seu caráter de planejamento, assim como os Planos de Recursos Hídricos. O enquadramento representa o estabelecimento de metas de qualidade de água a serem mantidas ou alcançadas em segmentos de cursos hídricos, seguindo as classes de uso definidas na Resolução CONAMA n° 357, de março de 2005 (BRASIL, 2005), as quais são apresentadas na Figura 3.1.

De acordo com a Lei das Águas, o enquadramento dos corpos hídricos visa assegurar a compatibilidade da qualidade das águas com os usos mais exigentes e diminuir os custos de combate à poluição das águas, por meio de ações preventivas.












USOS DAS ÁGUAS DOÇES		CLASSES DE ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA				
		ESPECIAL	1	2	3	4
PRESERVAÇÃO DO EQUILÍBRIO NATURAL DAS COMUNIDADES AQUÁTICAS		Mandatário em UC de Proteção Integral				
PROTEÇÃO DAS COMUNIDADES AQUÁTICAS			Mandatário em Terras Indígenas			
RECREAÇÃO DE CONTATO PRIMÁRIO						
AQUICULTURA						
ABASTECIMENTO PARA CONSUMO HUMANO		Após desinfecção	Após tratamento simplificado	Após tratamento convencional	Após tratamento conv. ou avançado	
RECREAÇÃO DE CONTATO SECUNDÁRIO						
PESCA						
IRRIGAÇÃO			Hortalças consumidas cruas ou frutas ingeridas com película	Hortalças, frutíferas, parques, jardins e campos de esporte	Culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras	
DESSEDENTAÇÃO DE ANIMAIS						
NAVEGAÇÃO						
HARMONIA PAISAGÍSTICA						

Figura 3.1 – Classes de Enquadramento dos Corpos d'Água segundo as categorias de usos para as águas doces, segundo a Resolução Conama n° 357/2005. (Fonte: ANA, 2013)

Este instrumento enfrenta dificuldade na sua implantação e, segundo Faria, Santos e Pizella (2022) a elaboração do enquadramento é afetada pela escassez de dados sobre os recursos hídricos, dificultando a análise de tendências e identificação de áreas prioritárias. A falta de critérios para implementação, o desconhecimento dos *trade-offs* resultantes do enquadramento e a falta de associação das metas aos objetivos do PRH também representam desafios (BANCO MUNDIAL, 2018c).

Ainda, aponta-se como obstáculo à implementação do enquadramento a falta de cobrança pelo uso da água nas bacias hidrográficas e as dificuldades de acesso aos fundos estaduais de recursos hídricos (FARIA; SANTOS; PIZELLA, 2022). Os autores reforçam que, para a que o enquadramento seja implementado de maneira eficiente, é essencial o acompanhamento das medidas do Programa de Efetivação do Enquadramento.

Em relação aos *trade-offs* do enquadramento, estes podem ser mais bem avaliados quando são considerados, além da vontade da população e das possibilidades técnicas de se alcançarem as metas, os benefícios econômicos gerados pelo uso da água e a relação dos impactos destes usos na qualidade da água. A partir disso, é possível traçar trajetórias de enquadramento diferentes para cada sub-bacia, conforme será proposto no presente estudo.

Estudos que discutem a avaliação e negociação sobre *trade-offs* do enquadramento ainda são raros no caso brasileiro. Como exemplo tem-se o estudo de Riediger e Marques (2019) mostrando que existem ganhos potenciais com a antecipação de metas propostas, porém não avaliou *trade-offs* para outros usos econômicos da água.

3.2.3 Outorga de direitos de uso de recursos hídricos

A outorga tem como objetivo assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água, além do efetivo exercício dos direitos de acesso à água. A Lei das Águas estabelece os usos sujeitos à outorga e inclui tanto captações de água, como lançamento de efluentes tratados ou não.

A Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) é a instituição responsável pela análise técnica para a emissão da outorga em corpos hídricos da União, enquanto nos rios de domínio dos Estados e do Distrito Federal, é de responsabilidade do órgão gestor estadual de recursos hídricos.

Segundo o estudo do Banco Mundial (2018b), as outorgas no Brasil são concedidas com fins burocráticos e sem associação com os objetivos do PRH, considerando diferentes critérios de avaliação e somente a disponibilidade hídrica. Desta forma, as outorgas são concedidas de acordo com a ordem de solicitação dos usuários, sendo avaliada a disponibilidade hídrica e deixando-se de lado os possíveis impactos que serão gerados na qualidade da água (DALCIN, 2019).

Além disso, a carência de dados hidrológicos em algumas regiões do Brasil, assim como a sazonalidade das demandas, isto é, a intensificação ou redução das demandas em algumas épocas do ano, e o uso não autorizado dificultam a efetividade do instrumento, exigindo diretrizes que se adaptem a estas situações. Complementarmente, Dalcin e Marques (2020) avaliaram que, em alguns casos, é mais vantajoso economicamente e ambientalmente não se conceder novas outorgas em determinados trechos, restringindo os usos da água conforme a escassez, o valor econômico e os custos das externalidades.

Ferraz e Junior (1998) propuseram um modelo de outorga baseado no conceito de sistemas de suporte à decisão (SSD), que avalia o impacto de uma solicitação de outorga no balanço hídrico e a qualidade da água, sendo estes comparados às metas estabelecidas no trecho do rio. Ramos (2005) propôs uma metodologia Multicritério de Apoio à Decisão (MCDA), consistindo, resumidamente, na determinação na pontuação de critérios sociais, técnicos e ambientais, que são agregados para se obter um valor global que auxiliará na tomada de decisão.

Ramos (2005) também sugere a utilização de uma plataforma eletrônica, onde os usuários poderiam fornecer as informações e verificar automaticamente os resultados de suas solicitações. O autor também considera interessante que o próprio sistema de informações gerasse sugestões de melhoria aos candidatos à outorga, permitindo aos usuários um planejamento de suas ações para melhorar seu desempenho dentro do sistema.

Pinheiro et al. (2013) sugerem a utilização de modelos matemáticos para auxílio à tomada de decisões relativas a outorgas de lançamento de efluentes, avaliando OD e DBO. Os autores também reforçam a necessidade do cadastro de usuários para que seja feita a simulação de forma mais realista possível, além da ampliação da rede de monitoramento da qualidade da água e de vazão. Complementarmente, o Banco

Mundial (2018) recomenda a definição de diretrizes de macroalocação da água para subsidiar a outorga e mediar conflitos em situações de escassez.

A forma como é avaliada a outorga hoje em algumas bacias não considera os impactos nos demais usos e os reflexos econômicos, o que ocorre em detrimento da falta de diretrizes para nortear o instrumento de forma espacial – avalia-se apenas se há vazão disponível, mas não se o local é de fato adequado para o usuário e se trará benefícios à bacia. Tal aspecto tampouco é resolvido em Ramos (2005), Pinheiro et al. (2013), além de diversos outros estudos publicados no contexto brasileiro que exploram a alocação da água, como Silva, Moraes e Silva (2019), Oliveira et al. (2021) e Vichete e Júnior (2019).

Tendo em vista estas lacunas, o presente estudo propõe uma avaliação da alocação das outorgas considerando-se o balanço hídrico em cada sub-bacia, a qualidade da água resultante e os benefícios econômicos gerados. Desta forma, a alocação da água terá fundamentos que de fato irão refletir os trade-offs de se escolher uma localização na bacia em detrimento de outra, ou de outorgar uma vazão maior para um usuário industrial em vez de um irrigante.

3.2.4 Cobrança pelo uso da água

A cobrança pelo uso dos recursos hídricos é considerada como um instrumento econômico de gestão pela Lei nº 9.433/97, que se fundamenta na água como um recurso natural limitado e dotado valor econômico. A cobrança pelo uso da água possui os seguintes objetivos, de acordo com a Lei das Águas:

I – reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor;

II – incentivar a racionalização do uso da água;

III – obter recursos financeiros para o financiamento de programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos.

A cobrança fundamenta-se no conceito de “externalidades”, que podem ser entendidas como efeitos sociais, econômicos e ambientais, positivos ou negativos, causados pela produção de bens e serviços, sobre pessoas que não estão envolvidas diretamente com tais atividades. As externalidades estão associadas a falhas no mecanismo de mercado, pois a alocação dos recursos não é feita de forma eficiente pelo mercado privado (RIBEIRO e LANNA, 2001).

No Brasil, a cobrança não reflete os custos de oportunidade de um uso em bacias específicas, nem os riscos e as consequências da poluição e a capacidade de diluição dos corpos d'água (OCDE, 2017). Portanto, o principal desafio é estabelecer metodologias para determinar valores de cobrança que cubram os custos ambientais e de oportunidade, representando as oportunidades perdidas de usos alternativos de água.

Thomas (2002) propôs uma metodologia de cobrança considerando o conceito de “escassez de outorga”, que consiste na razão entre a vazão total outorgada e a vazão total outorgável em um trecho, rio ou bacia. O valor da cobrança seria definido pela soma da escassez relativa à captação, consumo e carga de poluentes lançada. O autor declara que o valor do preço unitário deve ser determinado de acordo com os objetivos da cobrança e das condicionantes de cada bacia.

A cobrança pelo lançamento é usualmente determinada de acordo a carga de DBO lançada no corpo hídrico, entretanto, considerando a variedade da composição dos efluentes, a DBO é pouco abrangente (OLIVEIRA et al., 2017). De acordo com os autores, cobrar pela carga de DBO faz sentido para indústrias de alimentos e criação de animais, por exemplo, devido à alta carga orgânica, mas não caracteriza ou quantifica o volume de água comprometido por efluentes de outras indústrias, como curtume e celulose, que geralmente lançam efluentes com maior quantidade de poluentes não biodegradáveis, sendo mais bem caracterizadas pela DQO.

Por outro lado, mineração e agricultura geram efluentes com compostos inorgânicos e orgânicos com difícil degradação, que não são identificados por DBO e DQO (OLIVEIRA et al., 2017). Ressalta-se, portanto, a necessidade de adequar a cobrança pelo lançamento de acordo com as características dos usuários, para que o instrumento seja efetivo.

Além disso, conforme identificado por Assis, Ribeiro e Moraes (2018), uma das falhas passíveis de melhoria no cálculo da cobrança pelo lançamento de efluente é a questão de que não há quantificação do volume necessário para diluição. Os autores propõem a utilização de uma vazão indisponível, composta pela vazão de diluição, obtida considerando-se a concentração do efluente, a concentração máxima permitida no manancial e a concentração natural do corpo hídrico.

Souza (1995), buscando como referência para a cobrança a sustentabilidade do meio, propôs uma metodologia associando os padrões de qualidade da água,

definidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 e os padrões de lançamento de efluentes, Resolução CONAMA n° 20/86. O autor associou a qualidade da água ao custo médio de sistemas de tratamento de efluente, considerando que o valor monetário fornecido pela curva induziria os usuários a obedecerem aos padrões de lançamento desejados. Fontes e Souza (2004) propuseram que o valor da cobrança pelo lançamento poderia ser obtido com base na capacidade do usuário a pagar pela água, visando construir um valor que contemplasse a sustentabilidade ambiental e a racionalização econômico-financeira.

Destaca-se que, não cobrar ou cobrar de maneira insuficiente, pode ser mais oneroso em termos de empregos, crescimento e impacto em usuários individuais, do que se houver valores de cobrança que sejam realmente mais elevados (OCDE, 2017). Valores baixos não proporcionam benefícios perceptíveis pelos usuários, e acabam prejudicando legitimidade do instrumento, além de dificultar a sua aceitabilidade.

A OCDE (2017) recomenda a avaliação dos valores, custos e benefícios distintos associados à água, em relação à quantidade e à qualidade, pois isso pode auxiliar os decisores na priorização dos investimentos e na determinação de opções políticas que proporcionem o maior bem-estar. Além disso, é necessária a atualização anual dos PPU's, para que estes não sejam corroídos pela inflação (ASSIS; RIBEIRO; MORAES, 2018).

Fontes e Souza (2004) destacam que a cobrança só terá chance de êxito quando for determinada por uma metodologia em que a capacidade de suporte for dada pelo meio, e não pelo desenvolvimento tecnológico. Ou seja, o meio ambiente deve ser limitante do meio econômico. De acordo com OCDE (2017), a cobrança pelo uso de recursos hídricos não é capaz de resolver sozinha os desafios relacionados à água, e deve ser combinada com instrumentos de regulamentação, planejamento, monitoramento e fiscalização.

Observa-se que falta entendimento sobre as externalidades geradas pelo uso da água na bacia, tanto em relação à quantidade e qualidade da água, quando ao custo econômico. Desta forma, na maioria das vezes, os valores da cobrança são baixos e sem capacidade de promover melhorias na bacia. É importante que a cobrança, conforme previsto da Lei das Águas, sirva como instrumento que direcione o uso da

água e, para que isso seja possível, é necessário que reflita as externalidades do uso da água.

3.2.5 Desafios na implementação integrada dos instrumentos de gestão

De acordo com OCDE (2017), os instrumentos econômicos de gestão, quando implementados e governados de forma adequada, e combinados com outros instrumentos de políticas públicas, desempenham um papel importante na gestão eficiente e eficaz dos recursos hídricos (OCDE, 2017).

Nas bacias hidrográficas brasileiras, há diversas limitações relacionadas à gestão dos recursos hídricos, resultando na alocação da água ainda ineficiente sob o ponto de vista econômico e desigual sob o ponto de vista social. Combinados, estes aspectos contribuem para o crescimento de demandas de pouco valor para a sociedade, rios poluídos e redução da confiabilidade e da segurança dos sistemas hídricos, potencializando a ocorrência de conflitos entre usuários da água. Além disso, o alcance de metas e objetivos relativos ao desenvolvimento econômico, social e ambiental são limitados, sendo que todos esses fatores refletem na perda da efetividade do sistema de gestão de recursos hídricos (DALCIN; MARQUES, 2020).

Conforme apresentado nos itens anteriores (3.2.1 a 3.2.4), para se obter efetividade dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos, deve-se buscar a implementação de forma integrada. Este desafio é evidente desde a criação da Lei 9.433/97, sendo que se deve buscar a integração também com os demais instrumentos de planejamento e políticas públicas.

Ainda se verifica que não há entendimento suficiente acerca das externalidades geradas pelo uso da água, sobre o impacto dos custos econômicos em relação às decisões de outorga, enquadramento e investimentos em saneamento. Há diversos caminhos para se alcançar a efetividade dos instrumentos de gestão, considerando-as externalidades, entretanto, não é uma tarefa fácil, pois depende da contribuição de diversos setores, no âmbito regional, estadual e municipal.

A Figura 3.2 ilustra a relação entre algumas externalidades geradas pelo uso da água e possíveis perguntas que podem ser levantadas a partir da análise do impacto destas externalidades. Quando se avalia estes impactos, conforme mencionado no parágrafo acima, é possível estruturar os instrumentos de gestão dos recursos hídricos com embasamento econômico e ambiental, ou seja, levando-se em

consideração os possíveis efeitos econômicos na bacia e na qualidade da água, permitindo a implantação de instrumentos mais efetivos.

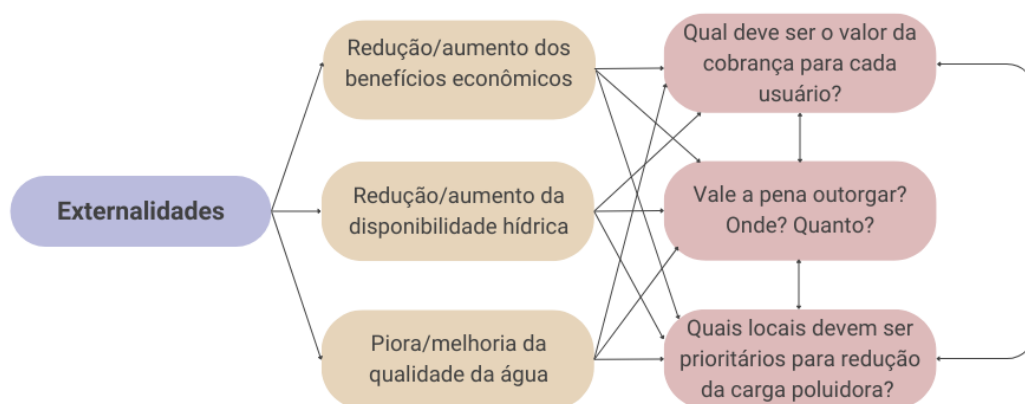


Figura 3.2 – Relação entre possíveis externalidades geradas pelo uso da água e perguntas. (Fonte: elaboração própria, 2023)

A título de exemplo, menciona-se o emprego do instrumento de cobrança que, em conjunto com o instrumento de outorga, permitiria internalizar as externalidades geradas, sinalizando aos usuários a escassez quali-quantitativa. Além disso, o estabelecimento de condições de entrega da água nas bacias a jusante, tanto em qualidade, quanto quantidade, também pode auxiliar na efetivação dos instrumentos de outorga e enquadramento (BANCO MUNDIAL, 2018).

Estes desafios provocam a busca por soluções que visem a garantia da quantidade e qualidade da água nas bacias hidrográficas levando em consideração os impactos econômicos e ambientais das decisões de outorga e enquadramento, assim como as ações propostas nos plano de bacia, e servem de embasamento para o desenvolvimento do presente estudo.

3.3 Economia dos Recursos Hídricos

Os conceitos apresentados neste item são baseados em Griffin (2016) e Young e Loomis (2014) que abordam a relação de conceitos econômicos com os recursos hídricos. A seguir, são apresentados os principais conceitos necessários para o entendimento deste trabalho, relacionados à economia dos recursos hídricos.

3.3.1 Custo e benefício marginal aplicados aos recursos hídricos

Devido à ausência de mercados de água na maioria dos casos, o valor marginal da água é inferido pela aplicação de diferentes métodos econômicos de valoração (DE

FARIA; NOGUEIRA, 2004). No caso da agricultura, as funções de demanda e produção são baseadas em métodos que dependem de fatores como solo, cultivo, precipitação, evapotranspiração entre outros (GULIK et al., 2013). Para usos urbanos e industriais, as técnicas podem incluir estimativa de função de demanda por métodos como *point expansion*, que utiliza o conceito de elasticidade ou pelo método residual, que considera que cada insumo de produção é pago de acordo com seu valor marginal e produção, entre outros (GRIFFIN, 2016). Outros métodos, a exemplo de Howitt et al. (2012) empregam abordagens desagregadas para a modelagem de demandas econômicas agrícolas e determinação de funções de valor econômico da água.

Segundo Griffin (2016), as curvas de demanda também podem ser chamadas de benefício marginal (BM) ou disponibilidade a pagar. Entretanto, o autor destaca que a palavra demanda pode sugerir a presença de um mercado verdadeiro, o que é falso no caso da água, sendo o termo benefício marginal preferido nestes casos.

Outro conceito importante são os custos marginais totais, que, em microeconomia, representam a mudança que ocorre no custo total quando a produção de bens ou serviços aumenta ou diminui em uma unidade, isto é, indica o custo individual de uma unidade produzida (BORGET; MARTINS, 2002). De acordo com Griffin (2016), os custos marginais estes são obtidos calculando-se a derivada dos custos totais em relação à demanda. Em situações econômicas ideais, o custo marginal é equivalente à função de oferta. Porém, a maioria dos fornecedores de água não se engaja no estabelecimento de preços de custo marginal, de forma que as funções não podem ser equiparadas com segurança no cenário atual (GRIFFIN, 2016).

Os custos marginais totais correspondem à soma do custo marginal privado e do custo marginal externo (externalidades). De acordo com Luenberger (1995), os conceitos de custo social e privado foram inicialmente abordados por Pigou (1920) e Meade (1952) sendo, posteriormente, associados ao conceito de externalidade. Segundo o autor, a diferença entre custos privados e sociais significa que os indivíduos, agindo em prol de seus próprios interesses, não produzirão, em conjunto, uma alocação de recursos socialmente ótimas.

A Figura 3.3 ilustra a diferença entre os custos marginais, enquanto abaixo é apresentada uma breve descrição:

- Custo marginal privado (CMP): é a mudança no custo total do produtor para produzir uma unidade adicional de um bem ou serviço, também é chamado de custo marginal de produção;
- Custo marginal externo (CME): é a mudança no custo para terceiros, que não são nem os produtores, nem os compradores de um bem ou serviço, devido à produção de uma unidade adicional do bem ou serviço;
- Custo marginal social (CMS): é a mudança no custo da sociedade ocasionada pela produção de uma unidade adicional de um bem ou serviço e corresponde à soma do custo marginal privado e do custo marginal externo.

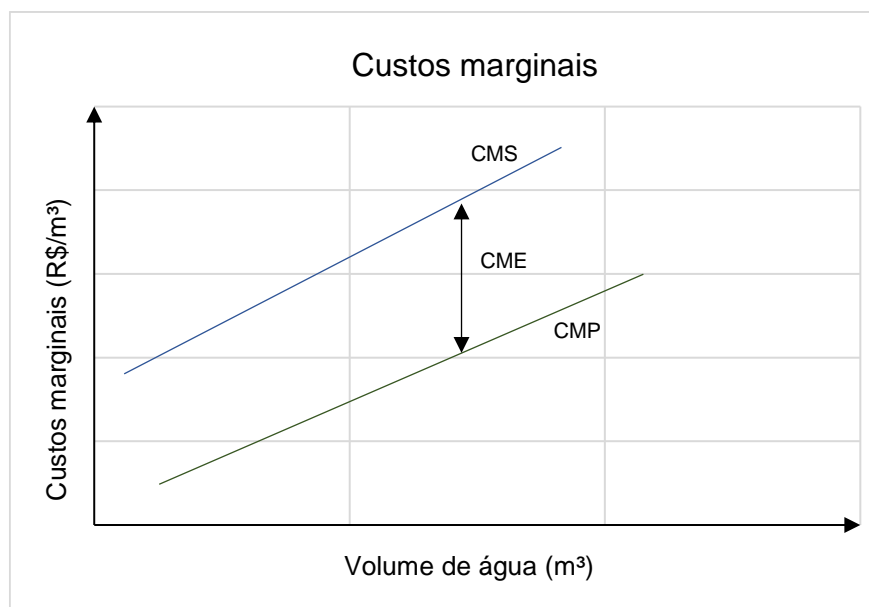


Figura 3.3 – Relação entre custos marginais sociais (CMS), custos marginais privados (CMP) e custos marginais externos (CME). (Fonte: elaboração própria, 2023)

A curva de custo marginal indica os custos incrementais de produção associados ao uso de uma unidade adicional de água (Figura 3.3). Quando o custo marginal social excede o custo marginal privado, há uma externalidade negativa. A título de exemplo, pode-se considerar uma indústria de produtos químicos localizada em região próxima a um corpo hídrico, do qual capta grandes volumes de água para utilização em seus processos, no entanto, não possui um sistema adequado de tratamento de efluentes. Os custos marginais relacionados a este caso são exemplificados abaixo:

- Custo marginal privado: para a indústria de produtos químicos, o custo marginal privado refere-se aos custos diretos associados ao uso da água. Isso inclui os custos de captação, tratamento parcial e transporte da água necessária para as operações industriais. Esses custos são internos à empresa e são considerados em sua contabilidade;
- Custo marginal externo: o custo marginal externo surge dos impactos negativos que o despejo de efluentes contaminados pela indústria tem sobre o meio ambiente e a comunidade local. A poluição da água pode afetar a qualidade e a disponibilidade da água para outros usuários, bem como causar danos à vida aquática, aos ecossistemas e à saúde pública. Esses custos externos não são considerados pela indústria em seus cálculos de custos, mas são suportados pela sociedade como um todo;
- Custo marginal social: O custo marginal social é a soma dos custos marginais privados e externos. Nesse exemplo, incluiria tanto os custos privados que a indústria incorre ao usar a água, quanto os custos externos impostos à sociedade devido à poluição hídrica. Considerar os custos marginais sociais é fundamental para avaliar o impacto total da indústria no meio ambiente e na comunidade e tomar decisões informadas sobre o uso dos recursos hídricos.

Em relação à curva de benefício marginal, que representa os ganhos incrementais para um dado usuário a medida em que este tem acesso a quantidades adicionais do recurso, verifica-se a lei dos retornos marginais decrescentes, ou seja, a disponibilidade a pagar diminui à medida que a quantidade de água utilizada aumenta (GRIFFIN, 2016). De acordo com Griffin (2016), integrando-se a curva de benefício marginal, obtém-se o benefício total (BT), representado pela área sob a curva do benefício marginal. O benefício total, em R\$, corresponde à receita gerada ao usuário pela produção de um bem ou serviço. Ainda, diferença entre a curva do benefício marginal (BM) e do custo marginal (CM) corresponde ao benefício marginal líquido (BML), que indica o ganho incremental do produtor, por unidade de água utilizada, descontados os custos incrementais de acesso à água e de produção.

A Figura 3.4 ilustra a relação entre as curvas de benefício marginal, custo marginal e benefício total. O ponto de equilíbrio ocorre quando o custo marginal é igual ao benefício marginal, no qual ocorre a maximização do benefício total líquido.

Observa-se que quando a curva de custo marginal social é utilizada, ou seja, quando as externalidades são internalizadas, o volume de água necessário para o equilíbrio é inferior àquele correspondente à curva de custo marginal privado e, conseqüentemente, os benefícios totais (área sob a curva) também são menores.

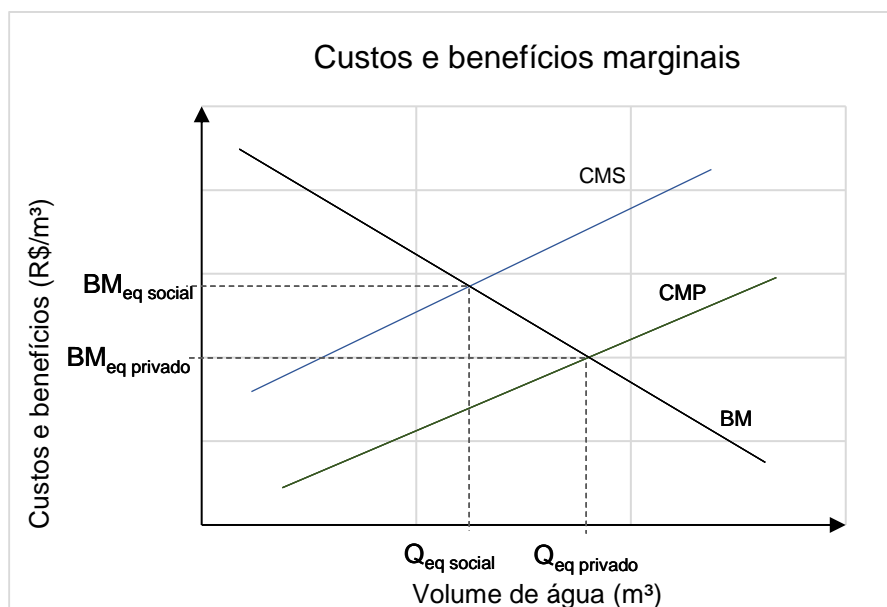


Figura 3.4 – Relação entre as custo marginal social (CMS), custo marginal privado (CMP) e benefício marginal (BM). (Fonte: elaboração própria, 2023)

3.3.2 Custo de oportunidade

O custo de oportunidade pode ser definido como “o valor do recurso no seu melhor uso alternativo” (MILLER, 1981 apud SPISILA; NAVARRO; GERIGK, 2009). Pode-se dizer que o custo de oportunidade reflete o benefício que se deixa de ganhar quando decide-se aplicar os recursos numa alternativa ao invés de outra.

Portanto, o custo de oportunidade tem importância na decisão de alocação dos recursos escassos e, tratando-se de recursos hídricos e de cobrança, deve ser levado em consideração na atribuição de preços à água para sinalizar ao usuário que será necessário sacrificar alguns usos (trade-offs) para permitir que mais água seja alocada para outros usos.

3.3.3 Custo da escassez

A escassez ocorre quando a demanda pelo recurso excede a oferta disponível, podendo ser definida, segundo Jenkins et al. (2004) e Marques et al. (2006), como a diferença entre a quantidade de água utilizada por um usuário e a quantidade que o mesmo utilizaria caso a água estivesse disponível sem custo e sem restrições de

disponibilidade. A escassez também pode estar relacionada à qualidade dos recursos hídricos, pois pode restringir usos que necessitem melhor qualidade de água.

O custo da escassez, de acordo com Jenkins et al. (2004) e Marques et al. (2006), indica o valor econômico da produção que se deixa ganhar por não ter água suficiente, ou seja, quando o valor alocado é inferior ao que seria utilizado pelo usuário caso a água estivesse disponível sem custo e sem restrições de disponibilidade.

3.4 Qualidade da água

De acordo com Von Sperling (2014), a qualidade da água de um determinado corpo hídrico é função das condições naturais e do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica, e pode ser representada através de diversos parâmetros, que traduzem as suas principais características físicas, químicas e biológicas.

Exemplos de atividades antrópicas que afetam negativamente a qualidade da água são a mineração, a pecuária, o lançamento de esgotos industriais e urbanos, os resíduos químicos da agricultura, a erosão do solo, entre outros (KAZI et al., 2009). A poluição da água por estas atividades pode ocorrer de forma pontual, isto é, em um local físico específico, ou difusa, quando não há um ponto de origem bem definido (JI, 2017).

Neste item, são apresentados os principais parâmetros de qualidade da água avaliados, a legislação específica e modelos de qualidade da água que podem ser utilizados.

3.4.1 Parâmetros de qualidade da água

Os parâmetros de qualidade da água servem como indicadores de qualidade da água de um corpo hídrico sendo que, para cada uso pretendido, os parâmetros de interesse podem ser diferentes. Além disso, as alterações nos parâmetros podem indicar fontes de poluição distintas e também produzem efeitos adversos nos corpos hídricos. O Quadro 3.1 apresenta a descrição e as principais fontes de alguns parâmetros que podem ser utilizados para análise da qualidade da água.

A demanda bioquímica de oxigênio – DBO e o oxigênio dissolvido – OD, são afetados pela presença de matéria orgânica nos corpos hídricos, sendo que a concentração de DBO tende a aumentar e a OD diminuir com a presença de poluição orgânica (VON SPERLING, 2014b). O parâmetro biológico coliformes termotolerantes,

é considerado indicador de origem fecal, estando relacionado, principalmente, ao lançamento de esgotos e à contaminação por atividade agropecuária.

Por fim, também é interessante o monitoramento de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, os quais estão relacionados, predominantemente, ao uso de fertilizantes, aos rejeitos de animais e efluentes urbanos. A presença dos nutrientes está associada à eutrofização de corpos hídricos, com impacto no ecossistema, além de aumento em custos de tratamento de água, conforme mostrado em Riediger e Marques (2019). Menciona-se, ainda, os sólidos suspensos totais (SST), que podem ter sua concentração aumentada devido a atividades como mineração e processos de erosivos (OLIVEIRA; PEREIRA, 2019).

Quadro 3.1 – Características dos principais parâmetros de qualidade da água e fontes de poluição.

Parâmetro	Descrição e principais fontes
DBO	Refere-se à quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável (CETESB, 2021). De acordo com CETESB (2021), os maiores aumentos em termos de DBO, num corpo d'água, são provocados por despejos de origem orgânica.
OD	Os níveis de oxigênio dissolvido indicam a capacidade de um corpo d'água natural em manter a vida aquática, sendo que, normalmente, corpos d'água bastante poluídos apresentam baixas concentrações de oxigênio dissolvido na água, devido aos processos biológicos que consomem oxigênio, devido a presença de matéria orgânica e nutrientes na água.
Coliformes termotolerantes/Escherichia coli	Os Coliformes Termotolerantes/ <i>E. coli</i> correspondem a um grupo de bactérias que, não são, necessariamente, de origem fecal, mas que são considerados bons indicadores para este fim. A <i>Escherichia coli</i> é a principal bactéria do grupo de coliformes fecais (termotolerantes), sendo abundante nas fezes humanas e animais, e o único indicador de contaminação exclusivamente fecal (não necessariamente humana). É encontrada em esgotos, efluentes tratados e águas naturais sujeitas a contaminação recente por seres humanos, atividades agropecuárias, animais selvagens e pássaros (VON SPERLING, 2014b).
Nitrogênio	No ambiente aquático, o Nitrogênio ocorre em diversas formas: N ₂ (Nitrogênio molecular), NH ₄ ⁺ (íon amônio), NO ₂ ⁻ (Nitrito) e NO ₃ ⁻ (Nitrato), NH ₃ (amônia), N ₂ O (óxido nitroso), Nitrogênio orgânico dissolvido e Nitrogênio orgânico particulado. A aplicação de fertilizantes nitrogenados na agricultura e o lançamento de efluentes domésticos e industriais sem o devido tratamento são as principais fontes incrementais deste nutriente no meio aquático (VON SPERLING, 2014b).
Fósforo	O Fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas diferentes. Os fosfatos orgânicos, os ortofosfatos e os polifosfatos, ou fosfatos condensados, polímeros de ortofosfatos. Assim como o Nitrogênio, o Fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos CETESB (2021). Assim como para o

Parâmetro	Descrição e principais fontes
	Nitrogênio, as fontes de Fósforo estão associadas aos fertilizantes, resíduos animais e efluentes urbanos.

Fonte: adaptado de Consórcio Profill-Rhama (2019), com base em Von Sperling (2014b) e CETESB (2021).

O Quadro 3.2 apresenta as faixas de referência dos parâmetros de qualidade da água, de acordo com as classes de enquadramento da Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005).

Quadro 3.2 – Padrões de qualidade da água de acordo com as classes de enquadramento.

Parâmetros	Unidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Oxigênio Dissolvido	mg/L O ₂	≥ 6,0	≥ 5,0	≥ 4,0	< 2,0
Coliformes Termotolerantes	NMP/100ml	< 200	< 1000	< 4000	> 4000
DBO _{5,20}	mg/L O ₂	≤ 3,0	≤ 5,0	≤ 10,0	> 10
Nitrato	mg/L N	≤10,0	Idem Classe 1	Idem Classe 1	>10,0
Nitrito	mg/L N	≤1,0	Idem Classe 1	Idem Classe 1	>1,0
Nitrogênio Amoniacal	mg/L N	3,7 (pH < 7,5)	Idem Classe 1	13,3 (pH < 7,5)	-
		2,0 (7,5 < pH < 8)		5,6 (7,5 < pH < 8)	
		1,0 (8 < pH < 8,5)		2,2 (8 < pH < 8,5)	
		0,5 (pH > 8,5)		1,0 (pH > 8,5)	
Fósforo Total	mg/L P	Lêntico ≤ 0,02	Lêntico ≤ 0,03	Lêntico ≤ 0,05	-
		Interm ≤ 0,025	Interm ≤ 0,05	Interm ≤ 0,075	
		Lótico ≤ 0,1	Lótico ≤ 0,1	Lótico ≤ 0,15	

Fonte: adaptado de Consórcio Profill-Rhama (2019), com base Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005).

Obs.: Na Classe Especial, deverão ser mantidas as condições naturais do corpo de água.

3.4.2 Legislação aplicada à qualidade da água nos corpos hídricos

A legislação da qualidade da água no Brasil tem como objetivo garantir a saúde, o bem-estar da população e os usos múltiplos da água, com a qualidade necessária. Uma das principais regulamentações acerca da qualidade da água no Brasil é a Lei n° 9.433/97, detalhada no item 3.2, que estabelece os princípios e diretrizes da Política Nacional dos Recursos Hídricos, e prevê a proteção e a conservação dos corpos d'água. Em especial, o instrumento de enquadramento dos corpos hídricos, apresentado no item 3.2.2, é utilizado para o estabelecimento de padrões de qualidade de acordo com os usos pretendidos, através dos parâmetros definidos na Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005).

Adicionalmente, a Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011 (BRASIL, 2011), estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e complementa e altera a Resolução CONAMA 357/2005. Em especial, o Art. 5° da referida norma

define que “os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final do seu enquadramento.”

No Rio Grande do Sul, a Resolução CONSEMA n° 355 de 13 de julho de 2017 (SEMA, 2017) dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos em águas superficiais. A referida norma define, para efluentes líquidos de fontes poluidoras, com exceção de efluentes sanitários, os padrões máximos de emissão em função da vazão, conforme apresentado no Quadro 3.3.

Quadro 3.3 – Padrões de lançamento de efluentes no Rio Grande do Sul.

Faixa de vazão do efluente (m³/d)	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	Fósforo total		Nitrogênio amoniacal (mg/L)	Coliformes termotolerantes	
				mg/L	Eficiência (%)		mg/L	Eficiência (%)
Q < 100	120	330	140	4	75	20	10 ⁵	95
100 ≤ Q < 500	110	330	125	3	75	20	10 ⁴	95
500 ≤ Q < 1.000	80	300	100	3	75	20	10 ⁴	95
1.000 ≤ Q < 3.000	70	260	80	2	75	20	10 ⁴	95
3.000 ≤ Q < 7.000	60	200	70	2	75	20	10 ⁴	95
7.000 ≤ Q < 10.000	50	180	60	2	75	20	10 ⁴	95
10.000 ≤ Q	40	150	50	1	75	20	10 ³	95

Fonte: adaptado da Resolução CONSEMA n° 355/2017.

Outra norma relevante no Brasil é a Portaria n° 2.914/2011, do Ministério da Saúde, que estabelece os padrões de potabilidade da água e consumo humano, definindo os limites máximos permitidos para diversas substâncias e microrganismos presentes na água, garantindo a segurança e a qualidade da água para consumo humano.

3.5 Modelos matemáticos de simulação da qualidade da água

A modelagem é uma ferramenta importante para avaliar os impactos de processos físicos, químicos e biológicos na qualidade da água de corpos hídricos. De acordo com Lee (1973) apud Von Sperling (2014a), um modelo tem como objetivo representar a realidade e traduzir, de forma simplificada e generalizada as características mais importantes de uma situação do mundo real.

Segundo Von Sperling (2014a), modelos ambientais dificilmente podem representar toda a complexidade das múltiplas interações nos sistemas ambientais, pois várias não são mensuráveis ou quantificáveis. De acordo com o autor, os modelos matemáticos são compostos por (a) uma estrutura teórica, representada por equações

matemáticas; (b) valores numéricos dos parâmetros das equações; (c) dados de entrada e saída.

Diversos modelos vêm sendo desenvolvidos ao longo dos anos, sendo um dos primeiros elaborado para o Serviço de Saúde Pública dos Estados Unidos, como parte de uma pesquisa acerca da poluição e purificação natural do rio Ohio, nos Estados Unidos (STREETER; PHELPS, 1925), denominado Streeter-Phelps. O modelo relaciona o oxigênio desenvolvido com o lançamento de carga poluidora em um corpo receptor.

O ano mais marcante em relação à evolução dos modelos de qualidade da água, segundo Reis (2009), foi em 1976, ano no qual foram apresentados os modelos CE-QUAL-W2, QUAL2E, MIKE 11, entre outros. Cada um tem suas particularidades, como por exemplo, o QUAL-SEMOG é um modelo unidimensional de estado permanente, enquanto o CE-QUAL-W2 é bidimensional e hidrodinâmico (REIS, 2009).

A partir dos avanços computacionais, foram desenvolvidos outros modelos, como o QUAL2K, versão mais atualizada e avançada do QUAL2E (CHAPRA; PELLETIER, 1996), modelo HEC-RAS, elaborado em 1995 pelo Centro de Engenharia do Exército dos Estados Unidos (U.S ARMY ENGINEER RESEARCH AND DEVELOPMENT CENTER, 2022) e o QUAL-UFMG, que é uma versão simplificada elaborada com base no QUAL2E (VON SPERLING, 2014a).

O Quadro 3.4, adaptado de Pinzon (2018), apresenta um resumo de alguns modelos matemáticos de simulação da qualidade da água utilizados amplamente para corpos hídricos superficiais.

Quadro 3.4 – Principais modelos de qualidade da água superficial e suas características.

Modelo	Características
Streeter-Phelps	O modelo apresenta seu foco no balanço do oxigênio e no decaimento de primeira ordem da DBO. Modelo unidimensional e estado estacionário.
QUAL-2E	O modelo tem a capacidade de simular até quinze constituintes da qualidade da água, operando em regime permanente ou dinâmico. Pode-se considerar múltiplos lançamentos de efluentes, retiradas, afluências e entradas incrementais.
SIMCAT (Warn, 1987)	O modelo de balanço de massa baseia-se em simulações de Monte Carlo, combinando a distribuição da qualidade da água com a das estações de tratamento de efluentes e de entrada de cursos d'água.
CE-QUAL-R1V1	O modelo hidrodinâmico e unidimensional tem como finalidade simular a qualidade da água em rios – através de parâmetros como OD, DBO, nitrogênio, fósforo, coliformes e algas – em que a variação longitudinal é relevante, porém as variações na profundidade e nas laterais podem ser desconsideradas.
WASP7	O modelo hidrodinâmico de sistemas aquáticos, permite simulações uni-, bi- ou tridimensionais de diversos constituintes, como OD, DBO,

Modelo	Características
	nitrogênio, fósforo.
MIKE 11, 21 e 31	Os modelos podem ser utilizados para a modelagem da qualidade da água de rios, estuários e zonas úmidas, incluindo simulações uni, bi-ou tridimensionais.
QUAL-2K	O modelo permite simular tanto condições hidrológicas quanto de qualidade da água, baseando-se em equações diferenciais ordinárias para sistemas unidimensionais e de fluxo constante.
QUASAR	O modelo unidimensional e de regime dinâmico pode ser aplicado para a simulação de oxigênio dissolvido em rios de larga escala.
AQUASIM	O modelo tem capacidade de simular, realizar análise de sensibilidade e estimar parâmetros que utilizam os dados de medição.
AQUATOX	O modelo simula ecossistemas aquáticos, permitindo avaliar o comportamento dos nutrientes, compostos orgânicos e sedimentos e seus efeitos na fauna e na flora aquática.
CE-QUAL-W2	O modelo hidrodinâmico e bidimensional pode ser utilizado em rios, lagos, reservatórios e estuários, simulando 21 (vinte e um) diferentes constituintes.
IPH-MGBq	O modelo distribuído de simulação hidrológica e qualidade da água, aplicado sobretudo em grandes bacias hidrográficas, pode simular variáveis como OD, DBO, nitrogênio, fósforo e coliformes.
QUAL-UFMG	O modelo simula em ambiente Microsoft Office Excel diversos parâmetros de qualidade da água, como DBO, OD, fósforo, nitrogênio e coliformes, especialmente de cursos d'água ou trechos.
IPH-ECO	O modelo hidrodinâmico, ecológico e de nutrientes pode ser aplicado em lagos e estuários em diferentes dimensões.
HEC-RAS	O modelo foi desenvolvido para a realização de análises unidimensionais de propagação em trechos de cursos d'água, apresentando um módulo de simulação de diferentes variáveis da qualidade da água (e.g. OD, DBO, nitrogênio, fósforo, algas).
WARM-GIS Tools	O modelo apresenta-se como uma atualização do modelo SAD-IPH, desenvolvido por Kayser (2011). Em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), este modelo pode ser aplicado para a simulação de parâmetros de qualidade da água de bacias hidrográficas, como DBO, OD, fósforo, nitrogênio e coliformes.
BASINS	O modelo de análise ambiental para múltiplos usos, integrado ao SIG, foi projetado principalmente para a aplicação em bacias hidrográficas americanas.

Fonte: adaptado de Pinzon (2018).

3.5.1 Modelo QUAL-UFMG

O presente estudo optou pelo uso do modelo QUAL-UFMG para avaliar a qualidade da água, devido à sua abordagem simplificada em relação aos parâmetros de entrada e facilidade de acoplamento com modelos matemáticos de otimização, por ser um programa em Excel. A seguir, são apresentados estudos realizados com o modelo QUAL-UFMG.

Teodoro et al (2013) utilizaram o QUAL-UFMG para determinar a capacidade de autodepuração e diluição de efluentes no rio Taquarizinho, no estado do Mato Grosso do Sul, através da incorporação de equações à planilha de Excel do modelo. Também foi realizada a estimativa de custo anual pelo lançamento de efluentes, levando-se em

consideração a vazão indisponível no ponto de lançamento, a capacidade de autodepuração do corpo hídrico e o custo por m³ de efluente lançado, adotado 0,001 R\$/m³.

Destaca-se que o objetivo do estudo não foi propor uma nova metodologia de cobrança, nem determinar valores de PPU, foi realizada a simulação dos custos resultantes considerando-se o volume indisponível, a concentração natural e a concentração observada do parâmetro no manancial. Ainda, ressalta-se que a determinação da concentração natural dos parâmetros nos mananciais é complicada, devido à carência de pontos de monitoramento da qualidade da água em grande parte das bacias hidrográficas.

De acordo com Teodoro et al (2013), o modelo foi capaz de estimar as vazões de diluição requeridas pelos lançamentos e contabilizar os custos dos mesmos, variando-se vazões de referência, enquadramento e carga orgânica lançada. Foi possível concluir que o rio Taquarizinho possui elevada capacidade de autodepuração e suas águas são capazes de suportar a instalação de empreendimentos de grande porte.

Gomes et al. (2018) aplicaram o modelo QUAL-UFMG no rio dos Sinos, no estado do Rio Grande do Sul, para modelagem sazonal da qualidade da água. Os autores verificaram que as variações sazonais demonstram influência nas curvas de calibração simuladas. O modelo matemático QUAL-UFMG se mostrou adequado para a simulação avaliação da qualidade da água no rio dos Sinos, sendo considerado bom para OD em ambos os períodos sazonais, aceitável para DBO e P_{total}, também em ambos os períodos sazonais e aceitável para N_{total} apenas no outono/inverno. Para o N_{total} na primavera/verão, não foi possível obter bom ajuste no processo de calibração.

Pinzon (2018) realizou uma comparação entre os modelos QUAL-UFMG e WARM-GIS TOOLS, em estudo de caso no rio Novo, no estado do Espírito Santo. Foi verificado que os perfis longitudinais das calibrações dos dois modelos são bastante semelhantes, com exceção do nitrito e, a maior parte dos coeficiente de determinação foram classificados como aceitáveis. Ambos os modelos mostraram distanciamento dos dados observados em relação a nitrito e fósforo inorgânico, sendo que o QUAL-UFMG também apresentou em relação a OD. O estudo conclui que ambos os modelos são adequados para análise da qualidade da água e podem ser escolhidos de acordo com as habilidades dos usuários.

Riquieri (2018) comparou os modelos QUAL-UFMG, QUALI-TOOL e HEC-RAS, através de simulações em um trecho do rio Jordão. A autora observou que o QUAL-UFMG e o QUALI-TOOL geram resultados parecidos, principalmente por serem ambos desenvolvidos em planilhas de Excel e utilizaram o mesmo equacionamento matemático. Riquieri (2018) recomenda, portanto, a utilização desses modelos para estudos mais simplificados, principalmente pela interface amigável, gratuita e de fácil acesso. Em relação ao HEC-RAS, a autora destacou que se trata de um modelo mais complexo, devido à maior quantidade de dados de entrada necessários, tanto da parte hidráulica, quanto da qualidade da água, e necessita inclusão da seção transversal para alimentação das cargas poluentes no rio principal. Desta forma, recomenda o HEC-RAS para estudos que exigem um nível de detalhamento superior, sendo que o sucesso das simulações também depende da disponibilidade de dados, em especial as seções topobatimétricas.

Observa-se, portanto, a ampla gama de aplicações do modelo QUAL-UFMG, que apresenta uma interface de fácil utilização, particularmente para usuários com familiaridade com o Excel. Além disso, as simplificações do modelo permitem a simulação sem a necessidade de dados mais complexos, que muitas vezes não estão disponíveis, sendo adequado, portanto, para estudos que não exigem nível de detalhamento tão grande.

3.6 Modelos hidroeconômicos e abordagens de otimização

3.6.1 Modelos hidroeconômicos

Os modelos hidroeconômicos representam aspectos hidrológicos, de engenharia, ambientais e econômicos de sistemas de recursos hídricos (HAROU et al., 2009). Estes modelos surgiram como uma ferramenta para conduzir a gestão integrada de recursos hídricos, tendo como objetivo operacionalizar conceitos econômicos, incluindo-os no centro dos modelos de gestão dos recursos hídricos (HAROU et al., 2009).

Segundo Ortiz-Partida et al. (2023), os modelos hidroeconômicos evoluíram para uma análise avançada de sistemas e modelagem de diferentes tipos de oferta e demanda e água em sistemas interconectados de engenharia, economia e natureza. A análise hidroeconômica, de acordo com Ward (2021), auxilia na elaboração do planejamento para melhorar o desempenho econômico dos sistemas de água, sendo

composta por um modelo matemático que representa a distribuição espacial e temporal da água.

3.6.2 Algoritmos evolucionários

O termo algoritmo evolutivo (ou evolucionário) representa uma classe de métodos de otimização estocástica que simulam o processo de evolução natural (ZITZLER; LAUMANNNS; BLEULER, 2004). Este termo surgiu no final da década de 1950 e desde 1970 várias metodologias foram propostas, principalmente sobre algoritmos genéticos, programação evolutiva e estratégia de evolução (BACK; HAMMEL; SCHWEFEL, 1997 apud ZITZLER; LAUMANNNS; BLEULER, 2004), sendo que todas as estratégias operam em um conjunto de soluções candidatas. Este conjunto de soluções é modificado por dois princípios básicos: seleção e variação. A seleção imita a competição por reprodução e recursos entre os seres vivos, enquanto a variação imita a capacidade natural de criar “novos” seres vivos por meio de recombinação e mutação.

Um algoritmo evolutivo é caracterizado por três aspectos (ZITZLER; LAUMANNNS; BLEULER, 2004):

- Um conjunto de soluções candidatas é mantido;
- Um processo de seleção de reprodução é realizado neste conjunto;
- Várias soluções podem ser combinadas em termos de recombinação para gerar novas soluções.

Em termos de analogia à evolução natural, as soluções candidatas são chamadas de indivíduos e o conjunto de soluções candidatas é a população (ZITZLER; LAUMANNNS; BLEULER, 2004). Desta forma, cada indivíduo representa uma possível solução para o problema em questão.

Conforme pode ser observado, de forma simplificada na Figura 3.5, o processo inicia com indivíduos da população atual sendo avaliados no espaço objetivo e, a seguir, é atribuído um valor escalar, o *fitness*, refletindo sua qualidade. A partir disso, é realizada a hierarquização dos indivíduos, sendo que, quanto melhor a aptidão, mais chance de serem selecionados. Os indivíduos são então selecionados para participar da geração de novas soluções candidatas, momento em que são aplicados os operadores, geralmente recombinação e mutação. O operador de recombinação considera um certo número de pais e cria um número predefinido de filhotes combinando partes dos pais, enquanto o de mutação modifica indivíduos alterando

pequenas partes nos vetores associados, de acordo com uma determinada taxa de mutação (ZITZLER; LAUMANN; BLEULER, 2004).

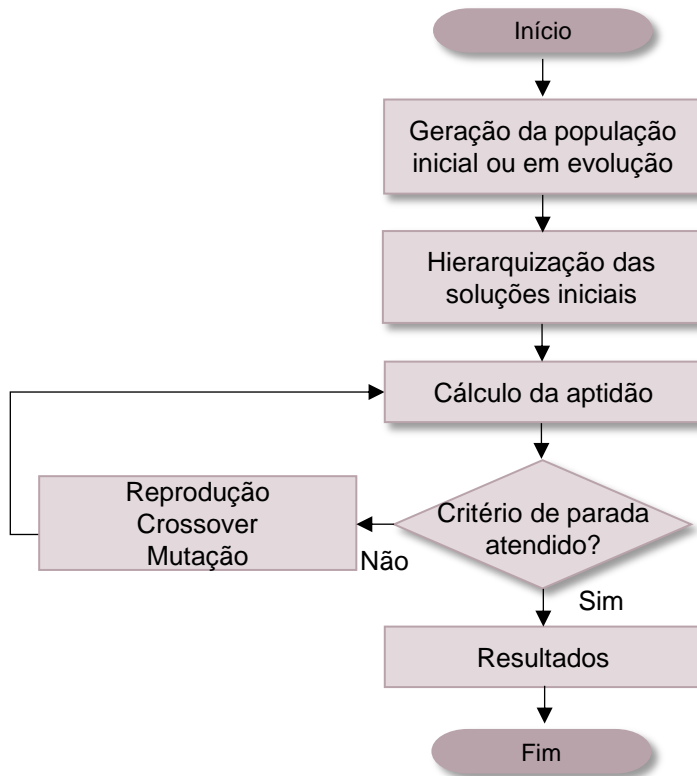


Figura 3.5 – Fluxograma simplificado e genérico do processo de geração de soluções candidatas de algoritmos evolutivos. (Fonte: elaboração própria, 2023)

Os algoritmos evolucionários possuem potencial para a resolução de problemas multiobjetivo aplicados a recursos hídricos, apresentando vantagem em relação à programação dinâmica, por eliminar o problema da dimensionalidade. Dentre as características dos algoritmos evolucionários que os tornam atrativos para a análise multiobjetivo em relação a outros métodos, são (SCHARDONG; SIMONOVIC, 2013):

- Trabalham com famílias de soluções, capazes de gerar várias soluções não dominadas em uma única geração;
- Menor susceptibilidade à forma ou continuidade da frente de Pareto;
- Flexibilidade quanto à formulação do problema, em relação às funções objetivo e restrições;
- Geralmente são de fácil implementação.

Os algoritmos evolucionários são inspirados pelo princípio da seleção natural de Darwin e pela reprodução genética (ALBADR et al., 2020). Isto é, os indivíduos mais bem adaptados sobrevivem e se reproduzem, com os códigos genéticos transmitidos para seus descendentes, resultando na evolução da espécie.

Esses princípios são reproduzidos na construção dos algoritmos evolucionários, que buscam a melhor solução para o problema através da evolução dos indivíduos. Desta forma, são feitas analogias que relacionam os elementos da otimização com a reprodução de informações genéticas. O indivíduo é representado pela solução candidata, o conjunto de soluções pela população, o cromossomo pelas variáveis de decisão e os operadores pelo crossover ou mutação e a iteração como geração (BENNIS; BHATTACHARJYA, 2020).

3.6.2.1 Borg MOEA

O algoritmo Borg MOEA, utilizado no presente estudo, é uma ferramenta de otimização desenvolvida para abordar desafios multimodais e multiobjetivo, oferecendo uma otimização robusta ao incorporar princípios de design de MOEAs existentes e introduzir elementos inovadores.

No artigo elaborado Hadka e Reed (2013), no qual é introduzido o Borg MOEA, foi realizada a comparação do Borg, em termos de eficácia, em 33 instâncias de problemas de teste com variação de 2 a 8 objetivos. Observou-se que o referido algoritmo superou os concorrentes na maioria dos problemas, produzindo conjuntos de Pareto de forma confiável e consistente, combinando ou excedendo os demais algoritmos em termos de hipervolume, distância geracional e indicador métrico ϵ_+ (HADKA; REED, 2013), ambas medidas de qualidade utilizadas na área de otimização multiobjetivo para avaliar a proximidade das soluções geradas e a frente de Pareto.

Ainda em 2013, Reed et al. (2013) realizaram um estudo mais abrangente de MOEAs para recursos hídricos, explorando mais de 100.000 execuções de MOEA e trilhões de avaliações de projeto. Foi avaliada a eficácia, eficiência, confiabilidade de 10 MOEAs de referência para um conjunto representativo de aplicações em recursos hídricos, abrangendo calibração de chuva-vazão, monitoramento de águas subterrâneas de longo prazo e planejamento de portfólio de abastecimento de água baseado em risco. De forma geral, os MOEAs Borg, GDE3, NSGA-II, AMALGAM e OMOPSO representaram os melhores desempenhos, sendo que o Borg foi o único

algoritmo a apresentar, consistentemente, níveis de desempenho competitivos ou superiores em todas as aplicações, além de maior facilidade de uso.

Também com objetivo de avaliar o desempenho de MOEAs, Al-Jawad e Kalin (2019) compararam os resultados da aplicação do algoritmo evolucionário auto-adaptivo dirigido por dominância épsilon (ε -DSEA) e do Borg MOEA para um problema de gestão de reservatórios de água. Foram encontrados resultados possíveis ótimos para ambos os modelos, entretanto, foi obtida maior confiabilidade e robustez para o ε -DSEA, pois forneceu resultados consistentes próximos a soluções quase ótimas. Em estudo comparativo entre os MOEAs NSGA-II, SAMODE e Borg, Zheng et al. (2016) observaram que, para problemas com duas funções objetivo, o Borg MOEA tendeu a convergir prematuramente e a diversidade populacional diminuiu relativamente rápido.

Quanto à aplicação do Borg, Giuliano (2013) elaborou um estudo com objetivo de introduzir uma nova estrutura analítica de decisão, baseada em agentes para estudar problemas de planejamento e gestão de recursos hídricos em contextos complexos de tomada de decisão, envolvendo múltiplos tomadores de decisão e diversos stakeholders em conflito. Para isso, o autor utilizou o Borg para otimizar políticas operacionais por meio de pesquisa direta de políticas, e observou que o algoritmo foi robusto na solução do problema, com cerca de 100 a 200 mil avaliações de função e com variabilidade limitada em múltiplos testes de busca aleatória.

Portanto, observa-se que diversos estudos têm sido propostos no âmbito de comparar MOEAs em busca de determinar aqueles capazes de fornecer resultados mais acurados. Há uma ampla gama de aplicação dos MOEAs, com diversos modelos, sendo que cada um possui suas particularidades e limitações. A aplicação do Borg para problemas relacionados a recursos hídricos aparenta ser promissora, além de ser um MOEA de fácil utilização, disponível em diversas linguagens de programação e de forma gratuita. Por estes motivos, o Borg MOEA foi selecionado para utilização no presente estudo.

3.6.3 Aplicação na gestão dos recursos hídricos

De acordo com o dicionário Houaiss, a palavra otimização designa a “criação de condições mais favoráveis para o desenvolvimento de algo” e, em termos estatísticos “processo através do qual se obtém o melhor valor de uma grandeza”. Ou seja, quando se fala em otimização da gestão dos recursos hídricos, busca-se um conjunto

de estratégias e práticas destinadas a maximizar a eficiência do gerenciamento, proporcionando mais benefícios derivados do uso da água e minimizando os impactos negativos relacionados.

A aplicação de algoritmos evolucionários e modelos de otimização em busca de maior eficiência na gestão dos recursos hídricos é amplamente utilizada e possui diversas aplicações. A seguir, são mencionados estudos que foram realizados neste sentido.

A exemplo, Schardong (2011) desenvolveu algoritmos evolucionários para aplicação em um sistema de recursos hídricos complexo, o Sistema Cantareira, responsável pelo abastecimento da região metropolitana de São Paulo. O estudo concluiu que os algoritmos evolucionários multi-objetivo (MOEA - *Multiobjective Evolutionary Algorithm*) são aptos para aplicação na análise integrada de sistemas de recursos hídricos e representam uma alternativa interessante em comparação a outros métodos clássicos.

Marques (2023) utilizou algoritmos evolucionários e busca aleatória para operação de rede de distribuição de água, visando a otimização do sistema por meio da otimização das pressões da rede e consequente redução de perdas. O estudo observou que com o algoritmo evolucionário foi possível obter maior redução do volume de perdas em comparação à busca aleatória, caracterizando um resultado melhor.

Como exemplo de aplicação, também cabe mencionar o estudo de Arjoon, Tilmant e Herrmann (2016) em que foi proposta a alocação de água em uma bacia transfronteiriça de forma economicamente eficiente, utilizando-se um modelo hidroeconômico para maximizar os benefícios econômicos. Os autores consideraram uma cobrança pelo uso da água obrigatória a todos os usuários e o total arrecadado foi redistribuído de forma equitativa como compensação monetária para os usuários da bacia. O objetivo da metodologia proposta no estudo visa a resolução de conflitos entre países e a busca pelo consenso em relação ao desenvolvimento e atividades de gestão em toda a bacia.

Também é de destaque o trabalho desenvolvido por Ye et al. (2018), em que é apresentada uma aplicação inovadora do comércio de água virtual na alocação tradicional de recursos hídricos físicos em regiões de escassez de água. No estudo, é considerado como recurso virtual o fluxo de água associado ao comércio de culturas

e produtos pecuários, ou seja, é a quantidade de água utilizada na produção. O modelo de otimização multiobjetivo foi elaborado com o intuito de otimizar a alocação de recursos hídricos físicos e virtuais para diferentes usuários de água em Pequim, na China, considerando os *trade-offs* entre benefício econômico e impactos ambientais do consumo da água. Os resultados apontaram que os recursos físicos atenderiam principalmente ao consumo urbano e ambiental, e o desequilíbrio entre oferta e demanda de água poderia ser preenchido pela importação de água virtual em regiões com escassez de água (YE et al., 2018).

O estudo desenvolvido por Li et al. (2019) propõe uma nova abordagem para otimizar a gestão dos recursos hídricos considerando múltiplos objetivos, restrições e incertezas. O objetivo do modelo é otimizar a alocação e a gestão dos recursos hídricos, ao mesmo tempo em que controla a poluição da água, levando em consideração múltiplos usuários e objetivos. Além disso, são consideradas incertezas que podem impactar o planejamento e a gestão dos recursos hídricos, incluindo a variabilidade natural dos processos hidrológicos, como chuvas e evapotranspiração, bem como a imprecisão ou incerteza induzida pelos seres humanos, como erros na coleta de dados ou suposições utilizadas na modelagem.

O modelo utiliza programação intervalar, fuzzy e estocástica para lidar com diferentes tipos de incerteza. As soluções otimizadas buscam maximizar o benefício econômico sob incerteza para o sistema hídrico, considerando restrições como o coeficiente de capacidade ambiental (indica a concentração máxima de poluentes permitida no corpo hídrico), a concentração do esgoto tratado e os custos de tratamento.

A aplicação deste modelo foi realizada na região de Sanjing Plain, na China e os autores concluíram que o modelo é capaz de resolver problemas de alocação de forma otimizada e controlar a poluição da água sob condições de incerteza e múltiplos usuários e objetivos, resultando em uma alocação mais racional dos recursos hídricos e sendo útil para tomadores de decisão.

Outro tema importante que pode ser abordado com o uso de modelos hidroeconômicos é o lançamento de efluente. Em diversas bacias as outorgas de lançamentos são concedidas observando-se apenas a adequabilidade do efluente com os padrões legais de emissão, sem considerar, de fato, a capacidade de autodepuração do corpo hídrico e o impacto dos demais lançamentos localizados a

montante e a jusante. Entretanto, já existem avanços nesse sentido, principalmente em outorgas avaliadas pela ANA, em que é calculada a vazão de diluição para os parâmetros DBO, fósforo e temperatura.

Li *et al.* (2023) utilizaram um modelo hidroeconômico multiobjetivo para avaliar a alocação de outorgas de lançamento de efluentes em uma bacia. O modelo foi aplicado na bacia do rio Tuojiang, na China, e foi observado que a estratégia de alocação ótima aumentaria os benefícios econômicos da bacia. Além disso, os autores propuseram que os usuários localizados na área de lançamento a montante deveriam pagar uma compensação pela poluição na sub-região localizada a jusante, como forma de reduzir o ônus causado pelo acúmulo de lançamentos.

Ainda, cabe mencionar a aplicação de modelos hidroeconômicos no estudo de Dalcin e Marques (2020), que abordaram a alocação de outorgas de forma dinâmica, considerando o enquadramento e a maximização dos benefícios econômicos líquidos. Baccour *et al.* (2021) propuseram um modelo hidroeconômico capaz de analisar soluções de alocação da água e abatimento de poluição na escala de bacia hidrográfica, empregando diferentes cenários de disponibilidade hídrica e políticas de abatimento em uma abordagem mono-objetivo. É notável a importância de modelos hidroeconômicos no estudo de alternativas para melhorar a gestão dos recursos hídricos, abrangendo diversas situações que envolvem a análise de trade-offs e permitem avaliar possibilidades a serem aplicadas em bacias hidrográficas para proporcionar melhoria no bem-estar da população. Nesse sentido, Ortiz-Partida *et al.* (2023) destacam que o campo de desenvolvimento de modelos hidroeconômicos necessita de abordagens mais operacionais que enfatizem a integração de variáveis ainda negligenciadas, como equidade, requerimentos ecossistêmicos e qualidade da água.

4 LACUNAS DE CONHECIMENTO

A efetividade dos instrumentos de gestão necessita de diversos avanços, conforme destacado em OCDE (2015), OCDE (2017) e Banco Mundial (2018b). Como principais gargalos, observa-se a implementação dos instrumentos de gestão de forma fragmentada e com pouco ou nenhum embasamento nas externalidades geradas pelos usos múltiplos da água.

No caso do Brasil, os diversos trabalhos de modelagem sobre instrumentos de gestão, especialmente os instrumentos econômicos como a cobrança, ainda carecem

de uma definição mais clara sobre como os resultados irão embasar critérios para os instrumentos de gestão, o que permanece uma lacuna. De modo geral, estudos existentes como Silva, Moraes e Silva (2019), Oliveira et al. (2021), Vichete e Júnior (2019), Moraes et al. (2015), Forgiarini, Silveira e Cruz (2008) e Sousa et al. (2015) ainda são limitados por não mostrarem como os resultados se traduzem em diretrizes para instrumentos de gestão dos recursos hídricos.

Há uma discussão atual no Brasil sobre a complexidade dos modelos de cobrança, na qual a (ANA) deixa explícita a necessidade de que a *“equação matemática de cobrança seja de fácil entendimento e prime pela maior simplicidade possível”* (ANA, [s.d.]).

Embora a adoção de modelos de cobrança com equações mais simples de fato contribui para o melhor entendimento principalmente por parte dos usuários, a mesma demanda maior detalhamento metodológico para a determinação dos próprios preços públicos unitários (PPU), a exemplo do que ocorre com tarifas de energia³. Caso o valor do PPU não seja determinado a partir de uma metodologia robusta, a combinação de uma equação de cobrança simples, com um PPU também simples trará o risco de tornar o modelo excessivamente simplista e sem condições de alcançar os objetivos propostos, especialmente no que se refere à indução do uso racional.

Exemplos incluem PPU's determinados apenas a partir do impacto contábil nos usuários, como em Forgiarini, Silveira e Cruz (2008b) valores arbitrados em Schwartzman, Nascimento e Von Sperling (2002) ou ainda simulação a partir de PPU's já existentes, como Sousa et al. (2015). O desafio é como identificar diretrizes para a definição de PPU's mais significativos no tocante aos objetivos da bacia, de modo a deixar as equações mais simples como preconizado pela ANA.

Em relação à metodologia empregada, os estudos com modelos hidroeconômicos realizados até o momento, em sua maioria, são mono-objetivo, não consideram a qualidade da água ou não se aprofundam nos instrumentos de gestão dos recursos hídricos para traduzir os resultados em diretrizes.

³ O modelo tarifário energético é apresentado de forma bastante simples na conta de eletricidade (produto do volume de energia consumido pela tarifa), porém o valor da tarifa é dependente de um conjunto complexo de elementos, incluindo custos marginais da expansão e operação do sistema, carga demandada, preço do combustível fóssil, bandeiras tarifárias que mudam conforme o estoque de água nos sistemas, dentre outros. Alguns desses elementos impactam a tarifa no curto e médio prazo, outros no longo prazo.

Em relação aos estudos para a bacia hidrográfica do rio dos Sinos, estes têm contribuído para a compreensão dos desafios e oportunidades relacionados à gestão dos recursos hídricos. No entanto, é necessário o contínuo desenvolvimento de pesquisas e o aprimoramento constante dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos para garantir uma gestão hídrica cada vez mais eficiente e sustentável na bacia.

Nesse sentido, o presente estudo busca cobrir lacunas que ainda restam na gestão dos recursos hídricos em bacias hidrográficas através da: (i) modelagem de qualidade da água focada no parâmetro fósforo; (ii) combinação de abordagem econômica com um algoritmo evolucionário multiobjetivo; (iii) proposição de transformação dos resultados de um modelo hidroeconômico em diretrizes para a cobrança; e (iv) fundamentação econômica para critérios de cobrança.

Desta forma, espera-se contribuir com o desenvolvimento de uma ferramenta que auxilie negociações futuras de alocação de água e enquadramento, além de embasar critérios para determinação de valores de cobrança pelo uso da água considerando tanto aspectos econômicos, quanto ambientais.

5 ÁREA DE ESTUDO

5.1 Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos

A área de estudo consiste na bacia hidrográfica do rio dos Sinos, localizada na região Leste do Estado do Rio Grande do Sul, conforme apresentado na Figura 5.1. A Bacia ocupa 3.694 km², cerca de 1,3% do território estadual, e abrange 32 municípios, total ou parcialmente, com população total estimada em 1.479.295 habitantes para 2021, considerando a população dos municípios brasileiros estimada pelo IBGE para 2021. Tendo em vista os percentuais de população urbana e rural inseridos na bacia de acordo com o Plano da Bacia do rio dos Sinos (PROFILL, 2014), estimado com base no censo de 2010 do IBGE, estimou-se a população urbana para 2021 em 1.321.675 habitantes e rural em 86.733 habitantes.

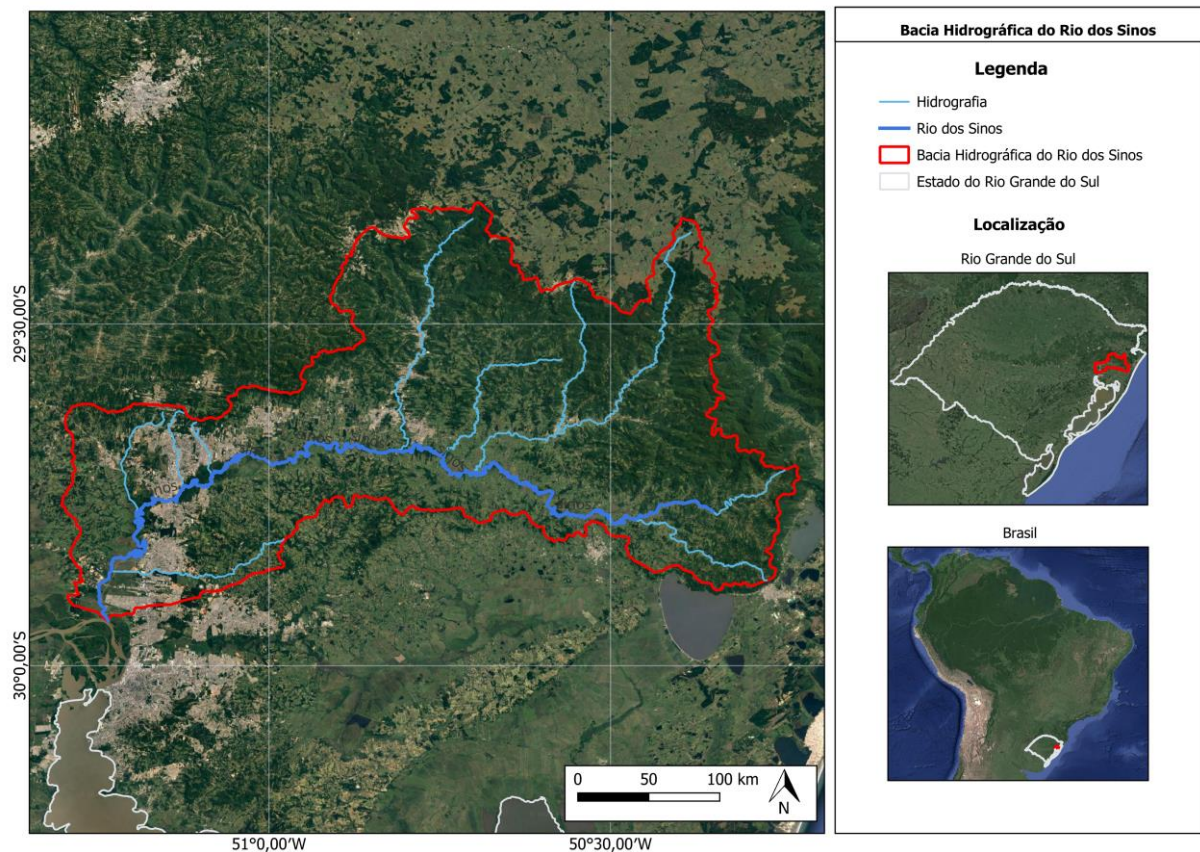


Figura 5.1 – Localização da bacia hidrográfica do rio dos Sinos no Estado do Rio Grande do Sul. (Fonte: elaboração própria, 2023)

Quadro 5.1 – População total, urbana e rural inserida na bacia hidrográfica do rio dos Sinos.

Município	População total do município (2021) ¹	Percentual da população total na bacia (%)	Percentual de população urbana na bacia (%)	Percentual de população rural na bacia (%)
Araricá	5.840	99,88	82.26	17.74
Cachoeirinha	2.293	4,38	100.00	0.00
Campo Bom	69.981	99,28	95.79	4.21
Canela	45.957	60,88	94.13	5.87
Canoas	349.728	54,85	100.00	0.00
Capela de Santana	12.183	20,56	0.00	100.00
Caraá	8.426	99,79	14.39	85.61
Dois Irmãos	33.547	9,94	89.20	10.80
Estância Velha	51.292	99,78	99.35	0.65
Esteio	83.352	99,62	99.86	0.14
Glorinha	8.304	9,96	0.00	100.00
Gramado	36.864	47,51	88.27	11.73
Gravataí	285.564	2,27	38.65	61.35
Igrejinha	37.754	99,63	95.35	4.65
Ivoti	25.068	29,01	89.87	10.13
Nova Hartz	22.147	99,99	83.23	16.77

Município	População total do município (2021) ¹	Percentual da população total na bacia (%)	Percentual de população urbana na bacia (%)	Percentual de população rural na bacia (%)
Nova Santa Rita	30.482	87,54	87.74	12.26
Novo Hamburgo	247.303	99,50	98.26	1.74
Osório	46.815	3,32	8.40	91.60
Parobé	59.419	98,96	95.12	4.88
Portão	38.081	99,36	81.70	18.30
Riozinho	4.698	99,58	63.31	36.69
Rolante	21.591	99,84	78.54	21.46
Santa Maria do Herval	6.382	6,41	62.37	37.63
Santo Antônio da Patrulha	43.397	80,15	73.60	26.40
São Francisco de Paula	21.871	80,15	73.60	26.40
São Leopoldo	240.378	99,59	99.60	0.40
São Sebastião do Caí	26.161	10,00	80.94	19.06
Sapiranga	80.514	99,89	96.40	3.60
Sapucaia do Sul	142.508	99,77	10.00	0.37
Taquara	57.740	98,76	83.12	16.88
Três Coroas	28.948	99,48	86.19	13.81

¹ População estimada pelo IBGE para 1º de julho de 2021.

Fonte: elaborado com base na proporção de população urbana e rural apresentada em Profill (2014d)

A bacia hidrográfica do rio dos Sinos pode ser dividida em três grandes compartimentos, de acordo com as condições de relevo e uso do solo (COMITÊ SINOS, 2010a):

- Alto Sinos (AS): apresenta as maiores altitudes e compreende as nascentes, sendo o escoamento bastante rápido e representando cerca de 47,5% da Bacia, com pouca ocupação populacional e uso do solo predominantemente rural;
- Médio Sinos (MS): abrange contribuintes menores nas margens esquerda e direita e corresponde a aproximadamente 26,5% da Bacia, sendo uma zona de transição entre ambiente rural e urbano, com maior concentração populacional em relação ao Alto Sinos;
- Baixo Sinos (BS) : é o marcado por baixas altitudes, apresentando escoamento lento, e compreende a foz do Rio dos Sinos, sendo que os principais contribuintes desse trecho recebem lançamentos de efluentes domésticos e industriais. Representa cerca de 26% da área da Bacia e abrange as sedes urbanas das maiores cidades da Bacia, como Novo Hamburgo e São Leopoldo.

A Figura 5.2 apresenta a divisão da bacia hidrográfica do rio dos Sinos em sub-bacias, com base nos arquivos disponibilizados no site da SEMA⁴. As letras que precedem a numeração das sub-bacias indicam o compartimento do qual fazem parte.

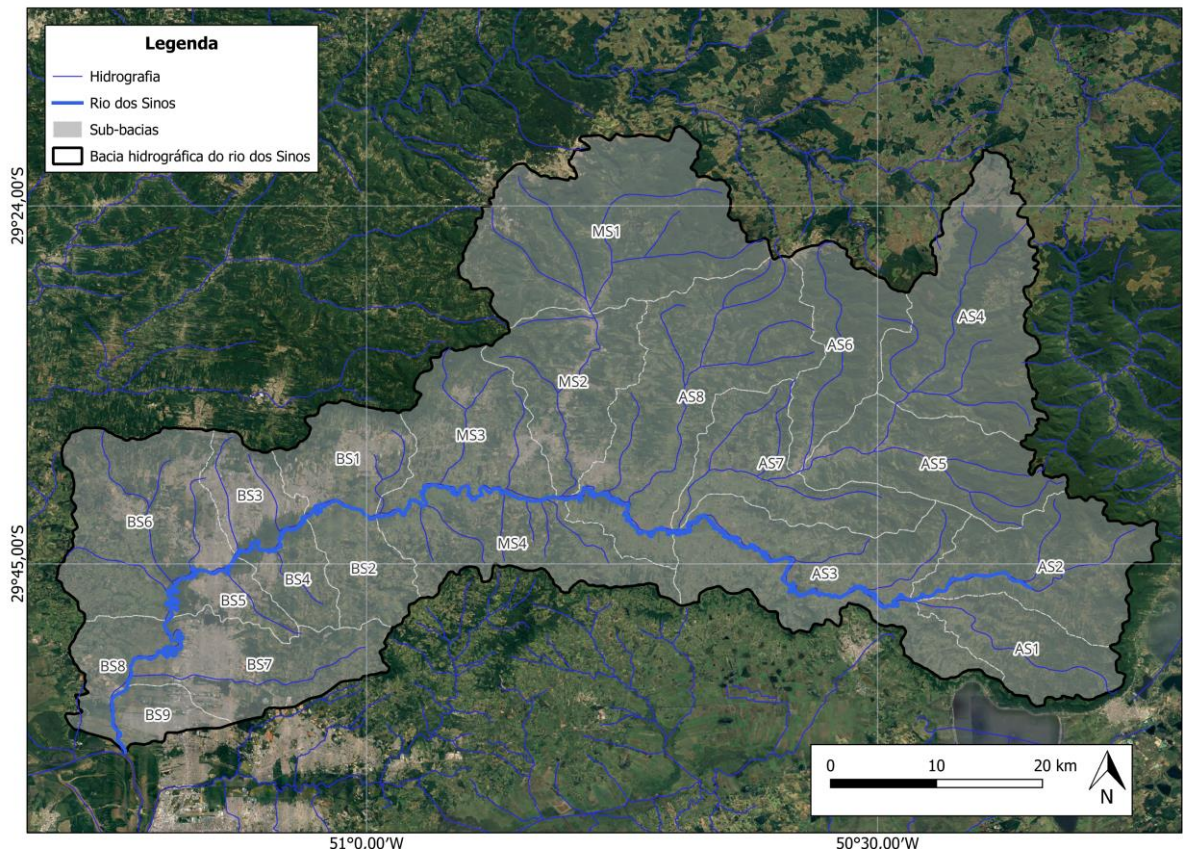


Figura 5.2 – Divisão da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos em sub-bacias. (Fonte: elaboração própria, 2023)

De acordo com o Comitê Sinos (2017), a ocupação da Bacia Hidrográfica foi realizada de forma desorganizada e com tecnologias agressivas de uso do solo, levando à poluição crescente dos corpos hídricos e à degradação da flora e fauna. Os dados de 2014 indicavam que apenas 15% dos efluentes domésticos eram coletados, sendo uma parte despejada sem tratamento nos corpos hídricos, totalizando somente 4,5% da população urbana da Bacia com sistema de coleta e tratamento de esgoto. Além da contribuição de efluentes domésticos, a Bacia concentra diversas atividades industriais que lançam seus efluentes nos cursos hídricos, principalmente no trecho Baixo Sinos (COMITÊ SINOS, 2010a).

⁴ Os arquivos no formato shape, referentes ao ano de 2021, encontram-se disponíveis no site: <https://www.sema.rs.gov.br/relatorio-rh>

5.2 Desafios e avanços dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos na Bacia do rio dos Sinos

A situação atual dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos na Bacia do Rio dos Sinos, estudo de caso desta dissertação, é sintetizada abaixo:

- Plano de Recursos Hídricos: o plano foi inicialmente desenvolvido entre 2008 e 2011, sendo consolidado e complementado em 2014;
- Enquadramento dos corpos de água: elaborado no âmbito do plano de bacia e aprovado em 2014 (CRH, 2014);
- Outorga de uso dos recursos hídricos: o Decreto Estadual N° 37.033/1996 regulamentou a outorga no estado do Rio Grande do Sul, sendo que a concessão para uso da água pode ser solicitada de forma online, desde 2018 (SEMA, 2018), através do Sistema de Outorga de Água do Rio Grande do Sul (SIOUT). Anteriormente, o processo era realizado de forma física;
- Cobrança pelo uso da água: o único instrumento de gestão de recursos hídricos previsto na Lei da Águas e ainda não implantado na bacia.

O enquadramento, estabelecido no Plano da Bacia do Rio dos Sinos (PROFILL, 2014b) possui metas definidas para 25 anos, determinadas a partir de embasamentos técnicos, consultas públicas, entre outras discussões. Entretanto, as metas foram definidas considerando-se avanços iguais para remoção de DBO em todos os trechos enquadrados, ou seja, uma mesma trajetória de avanços para toda a Bacia. Desta forma, não há priorização para locais mais afetados pela poluição.

Em relação à outorga superficial, no Plano Sinos (COMITÊ SINOS, 2010a) foram propostos os seguintes critérios: vazão de referência, percentual máximo outorgável, regionalização, sazonalidade, usos prioritários, critérios de eficiência e economia e vazão mínima para dispensa de outorga. Atualmente, não há diferenciação da vazão outorgável por sub-bacia, utilizando-se como vazão outorgável 70% da vazão de referência Q_{90} da bacia (PROFILL, 2014b), que é de 16,252 m³/s (DRH, 2017), correspondendo, portanto, a 11,376 m³/s.

Observando-se as ações propostas no Programa de Ações do Plano da Bacia do Sinos (PROFILL, 2014c), tem-se a consolidação da outorga, a implementação da cobrança e ações relacionadas à redução de cargas poluidoras e monitoramento da qualidade da água para alcance das metas de enquadramento.

O Plano ressalta a necessidade de fiscalização da outorga para garantir a efetividade do instrumento, enquanto para a cobrança, recomenda-se a definição de diretrizes por parte do Comitê Sinos. Destaca-se, entretanto, que as ações não abrangem a implementação da outorga pelo lançamento de efluentes, e não mencionam a implementação dos instrumentos de forma integrada.

Apesar da cobrança ainda não ter sido implantada, as discussões acerca de critérios para a cobrança na Bacia do Rio dos Sinos são antigas. Pereira (1996) apresentou uma metodologia para implementação da cobrança na Bacia do Rio dos Sinos considerando o rateio de custos, com determinação dos valores a serem cobrados de cada usuário, com base no valor total que deve ser investido anualmente na bacia. Cánepa, Pereira e Lanna (1999) aplicaram o Princípio Usuário-Pagador para propor critérios para a cobrança na bacia do rio dos Sinos, observando a necessidade de propor valores que induzam os usuários a tratarem o efluente, em vez de “pagar para continuar poluindo”. Ainda, Kuele (2019) propôs valores de cobrança a partir da análise dos benefícios econômicos totais e do custo de lançamento de efluentes, de forma a internalizar, por parte dos usuários, os custos gerados a terceiros devido ao uso da água. Os resultados obtidos variaram de R\$ 0,008/m³ a R\$ 0,20/m³ para a captação de água bruta de irrigantes, R\$ 0,37/m³ a R\$ 0,81/m³ para a captação de abastecimento urbano e R\$ 1,21/m³ a R\$ 11,17/m³ para a captação industrial. Em relação ao lançamento de efluentes, a variação foi de R\$ 0,49 /kg de DBO a 112,81/kg de DBO, sem diferenciação entre os usuários, apenas por trechos.

Além disso, no Plano da Bacia do Rio dos Sinos (PROFILL, 2014a), foram realizadas duas simulações do potencial de arrecadação da cobrança: (i) utilizando-se a metodologia do CEIVAP, atualmente aplicada aos cursos d'água de domínio da União na Bacia do Rio Paraíba do Sul; e (ii) a metodologia proposta no Plano de Bacia do Rio Gravataí, que foi baseada no modelo da Bacia do Rio Doce. Para isto, foram considerados os valores de Preço Público Unitário (PPU) exercidos atualmente nestas bacias, ou seja, não foram considerados valores que refletissem as externalidades geradas na Bacia do Rio dos Sinos. Os valores simulados variaram de R\$ 0,01/m³ a R\$0,03/m³ para captação de água bruta, R\$ 0,00/m³ a R\$ 0,02/m³ para consumo de água e R\$0,07/m³ a R\$0,1/kg de DBO, não havendo diferenciação entre os usuários e as sub-bacias, apenas um coeficiente de 0,10 multiplicado pelo valor da cobrança pela captação e consumo da agricultura e aquicultura.

Observando a falta de integração dos instrumentos de gestão na bacia do rio dos Sinos, o estudo realizado por Dalcin e Marques (2020) propuseram uma abordagem para aplicação dos instrumentos de forma integrada, com objetivo de fornecer uma estratégia de alocação de água em consonância com projeções de desenvolvimento econômico e mudanças nas preferências de água. O estudo utilizou um algoritmo de programação dinâmica discreta para determinar os possíveis incrementos nas outorgas, programação linear multiobjetivo para gerar um conjunto de soluções de Pareto e programação não linear para alocar as outorgas em trechos de rio com diferentes metas de enquadramento.

O estudo de Dalcin e Marques (2020) contribuiu para a avaliações de estratégias como: (i) qual o crescimento ideal suportado pela bacia hidrográfica; (ii) quais regiões podem ser implementados e quais os instrumentos de forma combinada para mitigar as externalidades da alocação de água e quais as trajetórias de preferência hídrica; e (iii) metas de qualidade da água podem ser exploradas para atender ao crescimento da demanda. Além disso, através da metodologia empregada, foi possível observar que metas menos rígidas de qualidade da água não resultam em retornos econômicos maiores. Entretanto, o estudo não abordou a cobrança pelo uso da água.

Esse contexto de desafios indica que existem lacunas importantes para o avanço no aprimoramento dos instrumentos de gestão na bacia do Rio dos Sinos. Os estudos e simulações já realizados em Pereira (1996) e Cánepa, Pereira e Lanna (1999) ainda tratam os instrumentos de forma isolada e não consideraram outros constituintes, com o fósforo e nitrogênio, além de não incorporaram o balanço hídrico com as disponibilidades hídricas na bacia de forma integrada à modelagem de qualidade da água. Por outro lado, as simulações realizadas em (PROFILL, 2014a) não trouxeram embasamento econômico para os valores cobrados propostos ou tampouco integraram a simulação de arrecadação com os custos de algumas ações no plano de bacias, como realizado em Marques et al. (2021).

6 METODOLOGIA

6.1 Estrutura metodológica geral

A estrutura metodológica divide-se em 4 etapas principais: (a) identificação da situação atual e construção de cenários de desenvolvimento econômico e ambiental para a bacia de estudo; (b) configuração de um modelo de simulação da qualidade da

água; (c) identificação de funções econômicas de benefício e custo pelo uso da água; e (d) desenvolvimento de um modelo de integração dos instrumentos de gestão (outorga, enquadramento e cobrança), com abordagem de modelagem hidroeconômica. A Figura 6.1 sintetiza a metodologia empregada para alcançar os objetivos propostos.

Na etapa 1 foram identificados os cenários de estudo, considerando a situação atual das demandas na bacia hidrográfica do rio dos Sinos, assim como as metas de qualidade da água para a bacia. Os cenários possibilitam comparar os reflexos da distribuição espacial de outorgas e da qualidade da água entre os cenários propostos.

Na etapa 2 foi configurado e calibrado o modelo de qualidade da água QUAL-UFMG (VON SPERLING, 2014a), com as características da bacia hidrográfica do rio dos Sinos, possibilitando a avaliação dos impactos das distribuições espaciais de outorgas na qualidade da água da bacia. Foram considerados os principais usos de água na bacia: irrigação, abastecimento urbano e indústria.

Na etapa 3 foram identificadas as funções econômicas de benefício pelo uso da água e os custos de tratamento para remoção de fósforo dos efluentes. Essas funções norteiam a distribuição de outorgas ao longo da bacia, de acordo com maximização do retorno econômico com o uso da água e os custos de redução da concentração de fósforo no corpo hídrico.

Na etapa 4 foi desenvolvido um modelo de integração dos instrumentos de gestão a partir da elaboração de um código no MATLAB, utilizando-se o algoritmo evolucionário multiobjetivo Borg-MOEA para otimização. Neste modelo, a distribuição de outorgas segue as funções de benefício econômico e de custo de tratamento de efluentes. Cada decisão de outorga, portanto, reflete na qualidade da água (simulada pelo QUAL-UFMG), de modo que diferentes possibilidades de decisão sobre o quanto outorgar são empregadas também na análise de:

- (a) Diferentes metas de qualidade da água, que são subsídios para o enquadramento;
- (b) Diferentes valores cobrados pelo lançamento, necessários à sua redução, que servem de subsídio.

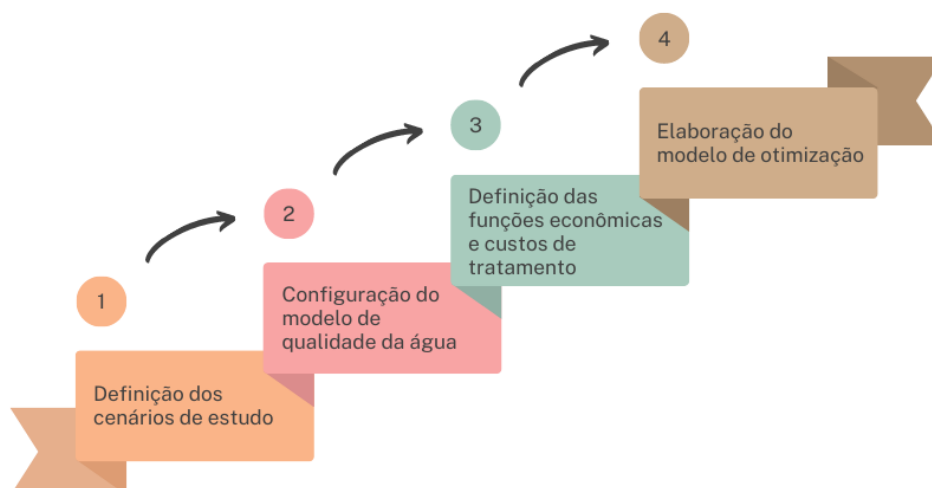


Figura 6.1 – Fluxograma da metodologia do trabalho. (Fonte: elaboração própria, 2023)

6.2 Definição dos cenários de estudo

O escopo do estudo é composto por dois cenários desenvolvidos com a finalidade de avaliar diferentes alocações de água na bacia. Abaixo, são descritos os cenários considerados:

- **Cenário atual:** representa o cenário de outorgas referente ao ano de 2022 na bacia hidrográfica do rio dos Sinos, com base nas vazões e localizações das captações obtidas pelo SIOUT. Neste cenário adotou-se a premissa da não há integração entre os instrumentos de gestão dos recursos hídricos, uma vez que a alocação de outorgas de captação de água bruta na bacia é realizada de acordo com o requerimento dos usuários e a disponibilidade hídrica, sem avaliação de critérios econômicos e impactos na qualidade da água;
- **Cenário otimizado:** considera a mesma vazão total do cenário atual, entretanto, é proposta uma nova distribuição espacial das outorgas, considerando o retorno econômico, os custos de tratamento para internalização da poluição hídrica e a qualidade da água.

As premissas de cada cenário foram aplicadas em um modelo hidroeconômico da bacia, que realiza balanço hídrico conforme as demandas existentes: irrigação, abastecimento urbano e indústria. Cada demanda é representada por uma função de benefícios marginais líquidos (BML). O modelo considera dois objetivos: maximizar a diferença entre o benefício econômico dos usos da água e os custos de tratamento de efluentes e minimizar a concentração de fósforo na bacia.

A análise de problemas multi-objetivo não busca a determinação de uma solução única, e sim uma fronteira de Pareto que representa o conjunto das melhores soluções. A partir dessa fronteira, analistas, gestores e usuários podem discutir as alternativas e especialmente entender melhor os trade-offs: o sacrifício necessário em um objetivo, como, por exemplo, redução no benefício econômico para alcançar ganhos no outro objetivo, que seria a redução na concentração de um determinado poluente no rio. A determinação da fronteira de Pareto permite também a identificação de soluções dominadas, localizadas fora da fronteira. Essas são as soluções para as quais é possível melhorar simultaneamente ambos os objetivos.

6.3 Configuração do modelo de simulação da qualidade da água

A seguir são apresentadas as principais configurações do modelo selecionado para simulação da qualidade da água e os aspectos da calibração.

6.3.1 Diagrama unifilar

Para realização do balanço hídrico e simulação da qualidade da água, a bacia de estudo foi subdividida em trechos, tendo como base as sub-bacias definidas no Plano da bacia hidrográfica do rio dos Sinos (PROFILL, 2014a), que considera 21 sub-bacias distribuídas em Alto, Médio e Baixo Sinos, conforme pode ser observado na Figura 5.2.

A partir disto, algumas bacias foram unificadas, tendo em vista que “compartilham” o mesmo trecho do rio dos Sinos em seus limites e também foi realizada a divisão de corpos hídricos tributários que apresentassem demanda superficial e possuíssem enquadramento estabelecido no Plano da Bacia (PROFILL, 2014b). Além disso, cada trecho estabelecido foi subdividido em 3 subtrechos, denominados alto, médio e baixo.

Foram definidos 18 trechos, totalizando, portanto, 54 subtrechos na bacia. A Figura 6.2 apresenta o diagrama unifilar da divisão adotada, enquanto no Quadro 6.1 é descrita a divisão dos trechos, incluindo as sub-bacias abrangidas e as classes de enquadramento. Tendo em vista que alguns corpos hídricos possuem diferentes classes de enquadramento, foi considerada a classe que abrangesse maior extensão do corpo hídrico e fosse mais restritiva.

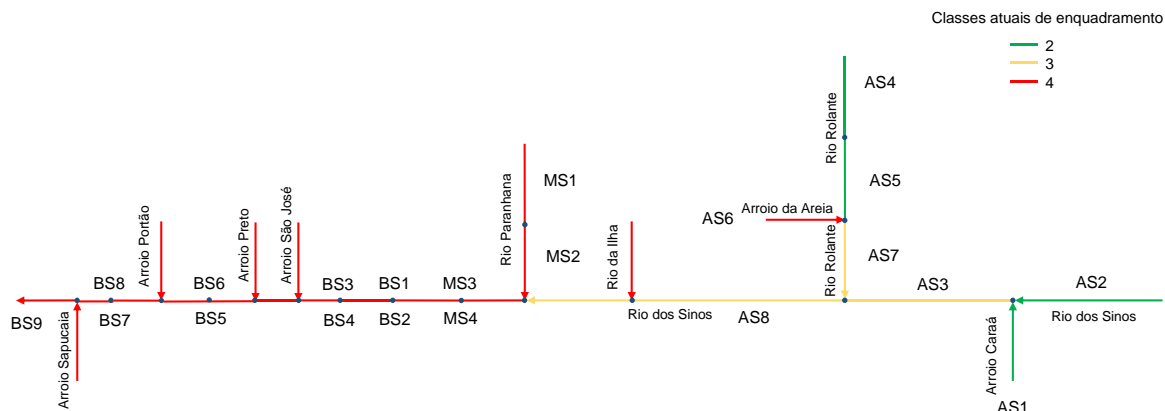


Figura 6.2 – Diagrama unifilar da bacia hidrográfica do rio dos Sinos. (Fonte: elaboração própria, 2023).

Quadro 6.1 – Divisão dos trechos da bacia hidrográfica do rio dos Sinos.

Nº trecho	Descrição	Sub-bacias	Curso d'água principal	Enquadramento (atual)	Enquadramento (meta)
1	Nascente do rio dos Sinos até encontro com arroio Caraá	AS2	Rio dos Sinos	2	1
2	Nascente do arroio Caraá até confluência com rio dos Sinos	AS1	Arroio Caraá	2	1
3	Confluência do rio dos Sinos com Arroio Caraá até confluência com rio Rolante	AS3	Rio dos Sinos	3	2
4	Nascente do rio Rolante até a confluência com arroio da Areia	AS4+5	Rio Rolante ¹	2	1
5	Nascente do arroio Areia até a confluência com rio Rolante	AS6	Arroio Areia	4	4
6	Confluência do rio Rolante com o arroio Areia até confluência com rio dos Sinos	AS7	Rio Rolante	3	2
7	Confluência do rio dos Sinos com rio Rolante até confluência com rio da Ilha	AS8	Rio dos Sinos	3	2
8	Nascente do rio da Ilha até confluência com rio dos Sinos	AS8	Rio da Ilha	4	2
9	Nascente do rio Paranhana até confluência com rio dos Sinos	MS1+MS2	Rio Paranhana ²	4	2
10	Confluência do rio dos Sinos com rio Paranhana até exutório das sub-bacias MS3 e MS4	MS3+MS4	Rio dos Sinos	4	3
11	Continuação do rio dos Sinos até exutório das sub-bacias BS1 e BS2	BS1+BS2	Rio dos Sinos	4	3
12	Rio dos Sinos até confluência com arroio Preto	BS3+BS4	Rio dos Sinos	4	3
13	Arroio Preto até confluência com Rio dos Sinos	BS3	Arroio Preto ³	4	4
14	Confluência do rio dos Sinos com arroio Preto até confluência com arroio Portão	BS5+BS6	Rio dos Sinos	4	3
15	Arroio Portão até confluência com rio dos Sinos	BS6	Arroio Portão ³	4	3
16	Confluência do rio dos Sinos com o arroio Portão até confluência com arroio Sapucaia	BS7+BS8	Rio dos Sinos	4	3
17	Arroio Sapucaia até confluência com rio dos Sinos	BS7	Arroio Sapucaia ⁴	4	1

Nº trecho	Descrição	Sub-bacias	Curso d'água principal	Enquadramento (atual)	Enquadramento (meta)
18	Confluência do rio dos Sinos com arroio Sapucaia até foz do Sinos	BS8+BS9	Rio dos Sinos	4	3

¹ Parte do rio Rolante a montante da confluência com o arroio Areia possui enquadramento atual 3 e meta 2.

² O trecho do rio Paranhana na sub-bacia MS2 possui enquadramento atual 4 e meta 3.

³ O enquadramento atual e meta das nascentes dos arroios Preto e Portão são classe 1. O trecho do arroio Portão na zona urbana do município de Estância Velha tem enquadramento atual e meta classe 4, apesar de se localizar a montante do trecho que tem como meta classe 3.

⁴ O trecho do arroio Sapucaia localizado a montante do município de Sapucaia do Sul possui enquadramento atual e meta classe 1, enquanto o restante do trecho possui enquadramento atual e meta classe 3.

Fonte: elaboração própria, 2023.

6.3.2 Modelo QUAL-UFMG

O modelo QUAL-UFMG foi escolhido para a avaliação da qualidade da água no presente estudo devido à abordagem simplificada dos parâmetros de entrada necessários e facilidade de acoplamento com o modelo de otimização. Desenvolvido por Von Sperling em 2007, a partir do modelo QUAL2E, o QUAL-UFMG consiste em um programa de Excel que permite que a simulação seja rápida e simples, possibilitando a modelagem dos seguintes constituintes, ao longo da extensão do corpo hídrico (VON SPERLING, 2014a):

- Demanda bioquímica de oxigênio (DBO);
- Oxigênio dissolvido (OD);
- Nitrogênio total e suas frações (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato);
- Fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico);
- Coliformes termotolerantes (fecais) ou *E. coli*.

As principais simplificações, em relação ao modelo QUAL2E, são, de acordo com de acordo com Von Sperling (2014a):

- Não são incluídas algas e todas suas interrelações com os demais constituintes, que são mais importantes na simulação de ambientes lânticos;
- Não considera dispersão longitudinal, que foi comprovado em outros estudos com o QUAL2E que o efeito da dispersão longitudinal pode ser desprezado na maior parte das simulações que envolvem ambientes lóticos;
- Integração pelo método de Euler, que é uma forma de integração mais simples, mas que exige curtos passos de integração.

Segundo Von Sperling (2014a), pela facilidade de uso, interface simples, gráficos gerados e idioma português, o QUAL-UFMG pode ser utilizado em grande parte das

aplicações que tradicionalmente se usa o QUAL2E. A seguir, são apresentadas as equações matemáticas utilizadas no QUAL-UFMG.

6.3.2.1 Equações do modelo

As equações matemáticas utilizadas no QUAL-UFMG constam na primeira aba da planilha de Excel, uma vez que o modelo não possui um manual do usuário. Os detalhes das equações, descritos a seguir, são fundamentados no livro de Von Sperling (2014a).

A equação (1) mostra o balanço de vazões realizado em cada segmento do corpo hídrico simulado:

$$Q_{tot} = Q_{tot-1} + Q_{trib} + Q_{esg} + Q_{incr} + Q_{esg\ dist} - Q_{capt} \quad (1)$$

Onde:

Q_{tot} : vazão total no segmento [m^3/s];

Q_{tot-1} : vazão total no segmento anterior [m^3/s];

Q_{trib} : vazão pontual do tributário [m^3/s];

Q_{esg} : vazão pontual de esgotos [m^3/s];

Q_{incr} : vazão distribuída incremental por drenagem [m^3/s];

$Q_{esg\ dist}$: vazão distribuída de esgotos [m^3/s];

Q_{capt} : vazão pontual de captação de água [m^3/s];

Em relação à mistura de lançamentos pontuais, o modelo considera o início do cálculo das reações físicas e bioquímicas a partir do ponto de mistura entre os lançamentos do rio e do esgoto. Nesse contexto, as equações utilizadas tomam como premissa a ocorrência de mistura perfeita e instantânea no ponto de contribuição.

A Equação (2) é utilizada para determinar a concentração da mistura contendo qualquer constituinte (por exemplo, DBO, OD, N, P, coliformes). Essa equação é caracterizada pela obtenção de uma média ponderada das concentrações e das vazões dos componentes presentes na mistura, conforme referenciado em Von Sperling (2014a).

$$C_0 = \frac{Q_1 C_1 + Q_2 C_2}{Q_1 + Q_2} \quad (2)$$

Onde:

C_0 : concentração do constituinte na mistura [mg/L];

C_1 : concentração do constituinte no componente 1, imediatamente a montante do ponto de mistura [m^3/s];

C_2 : concentração do constituinte no componente 2, imediatamente a montante do ponto de mistura [m^3/s]; Q_{esg} : vazão pontual de esgotos [m^3/s];

Q_1 : vazão no compartimento 1 [m^3/s];

Q_2 : vazão no compartimento 2 [m^3/s];

As variáveis modeladas no programa QUAL-UFMG apresentam cinéticas específicas, descritas a seguir para a demanda bioquímica de oxigênio, o oxigênio dissolvido, o nitrogênio total, o fósforo total, bem como dos coliformes termotolerantes.

6.3.2.1.1 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A DBO indica a quantidade de oxigênio consumida por microrganismos para decomposição da matéria orgânica na água e pode ser representada por uma reação de primeira ordem. O cálculo da DBO no modelo QUAL-UFMG considera a decaimento ao longo do tempo, sedimentação e a carga difusa, conforme Equação (3).

$$\frac{dL}{dt} = -k_d L - k_s L + L_{rd} \quad (3)$$

Onde:

dL/dt : taxa de variação da concentração de DBO ao longo do tempo [$mg/L.d$];

k_d : coeficiente de decomposição [d^{-1}];

k_s : coeficiente de sedimentação [d^{-1}];

L : concentração de DBO remanescente [mg/L];

L_{rd} : carga linear distribuída ao longo do rio [$g/m^3.d$].

O coeficiente de remoção de DBO por sedimentação (k_s) é obtido dividindo-se a velocidade de sedimentação do material orgânico sedimentável pela profundidade do rio. Também é possível obter valores padrão de acordo com a profundidade do curso hídrico e a característica do efluente, de acordo com o Quadro 6.2.

$$k_s = \frac{v_s}{H} \quad (4)$$

Onde:

k_s : coeficiente de sedimentação [d^{-1}];

v_s : velocidade de sedimentação do material particulado [m/d];

H: profundidade do rio (m).

Quadro 6.2 - Valores típicos de k_s a 20 °C.

Curso d'água	k_s (d ⁻¹)	
	Profundo	Raso
Recebendo esgoto bruto concentrado	0.05-0.20	0.10-0.35
Recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0.00-0.15	0.05-0.25
Recebendo efluente primário	0.00-0.05	0.05-0.10
Recebendo efluente secundário	-	-
Com águas limpas	-	-

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014a).

O coeficiente K_1 de desoxigenação também é importante na determinação da concentração de DBO, pois é considerado na conversão da DBO_5 em DBO_u , sendo os valores típicos apresentados no .

Quadro 6.3 - Valores típicos de k_1 a 20 °C.

Curso d'água	k_1 (d ⁻¹)
Recebendo esgoto bruto concentrado	0.35-0.45
Recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0.30-0.40
Recebendo efluente primário	0.30-0.40
Recebendo efluente secundário	0.12-0.24
Com águas limpas	0.08-0.20

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014a).

6.3.2.1.2 Oxigênio dissolvido (OD)

O parâmetro OD indica a quantidade de oxigênio presente na água em forma molecular, sendo necessário para sobrevivência da fauna aquática. A Equação (15) representa a taxa de decaimento do OD, considerando fatores de reaeração, decomposição da matéria orgânica, demanda do sedimento, fotossíntese, respiração e nitrificação.

$$\frac{dC}{dt} = k_2(C_s - C) - k_d L - S_d + F - R - R_{O_2\text{amon}}(f_{nitr}k_{an})N_{amon} \quad (5)$$

Onde:

dC/dt : taxa de variação da concentração de OD ao longo do tempo [mg/L.d];

k_2 : coeficiente de reaeração [d⁻¹];

C_s : concentração de saturação do oxigênio dissolvido [mg/L];

C : concentração de oxigênio dissolvido [mg/L];

k_d : coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea [d⁻¹];

L : concentração de DBO remanescente [mg/L];

S_d : demanda do sedimento [$g/m^3.d$];

F : taxa de produção de oxigênio por fotossíntese [$g/m^3.d$];

R : taxa de consumo de oxigênio pela respiração [$g/m^3.d$];

R_{O2amon} : relação entre o oxigênio consumido por cada unidade de nitrito oxidado a nitrato [mg/mg];

f_{nitr} : fator de correção do coeficiente de nitrificação em função do OD;

K_{an} : coeficiente de conversão de amônia em nitrito [d^{-1}];

N_{amon} : concentração de nitrogênio amoniacal [mg/L].

O coeficiente de reaeração (k_2) pode ser estimado com base em diferentes equações, que dependem de parâmetros como velocidade média do curso hídrico, profundidade, declividade e vazão. A seguir são apresentadas as equações e a faixa de aplicação de cada uma (Quadro 6.4, Quadro 6.5 e Quadro 6.6). O modelo QUAL-UFMG adota o menor k_2 obtido com base nas equações apresentadas, entretanto, também é possível inserir diretamente um valor de k_2 com base em valores típicos, conforme Quadro 6.7.

Quadro 6.4 – Equações para estimativa de k_2 em função da velocidade e da profundidade.

Equação	Faixa de aplicação		Referência
	Velocidade média (v) (m/s)	Profundidade média (m)	
$k_2 = 3,93 \frac{v^{0,5}}{H^{1,5}}$	$0,05 \leq v < 0,8$	$0,6 \leq H < 4,0$	O'Connor e Dobbins (1956)
$k_2 = 5,0 \frac{v^{0,97}}{H^{1,67}}$	$0,8 \leq v < 1,5$	$0,6 \leq H < 4,0$	Churchill <i>et al.</i> (1962)
$k_2 = 5,3 \frac{v^{0,67}}{H^{1,85}}$	$0,05 \leq v < 1,5$	$0,1 \leq H < 0,6$	Owens <i>et al.</i> (apud Branco, 1978; Chapra, 1997)

k_2 : coeficiente de reaeração (d^{-1}); v: velocidade (m/s); H: profundidade (m).

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014a).

Quadro 6.5 – Equações para a estimativa de k_2 em função da velocidade e da declividade, de acordo com a faixa de vazão.

Equação	Faixa de aplicação		Referência
	Curso d'água	Vazão (m^3/s)	
$k_2 = 31,6vi$	Rios pequenos	$0,03 < Q < 0,3$	Thomann e Mueller (1987)
$k_2 = 15,4vi$	Rios médios	$0,3 < Q < 8,5$	

k_2 : coeficiente de reaeração (d^{-1}); v: velocidade (m/s); i: declividade do curso d'água (m/km).

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014a).

Quadro 6.6 – Equações para a estimativa de k_2 conforme modelos baseados em dados hidráulicos.

Equação	Faixa de aplicação		Referência
	Curso d'água	Vazão (m³/s)	
$k_2 = 517(vi)^{0,524}Q^{-0,242}$	Rios com poços e corredeiras	Q < 0,556	Melching e Flores (1999)
$k_2 = 517(vi)^{0,528}Q^{-0,136}$		Q > 0,556	
$k_2 = 517(vi)^{0,313}Q^{-0,353}$	Rios com controle de canal	Q < 0,556	
$k_2 = 517(vi)^{0,333}H^{-0,660}B^{-0,243}$		Q > 0,556	

k_2 : coeficiente de reaeração (d^{-1}); v: velocidade (m/s); i: declividade do curso d'água (m/m); Q: vazão do rio (m^3/s); B: largura do rio (m); H: profundidade (m).

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014a).

Quadro 6.7 – Valores típicos de k_2 a 20°C.

Curso d'água	K_2 (d^{-1}) de acordo com a profundidade do curso hídrico	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69

k_2 : coeficiente de reaeração (d^{-1}).

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014a).

O coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea (k_d) e coeficiente de conversão da amônia a nitrato (k_{an}) também podem ser determinados com base na profundidade do curso d'água, de acordo com Quadro 6.8 e respectivamente.

Quadro 6.8 – Valores típicos de k_d a 20°C.

Curso d'água	K_d (d^{-1}) de acordo com a profundidade do curso hídrico	
	Profundo	Raso
Recebendo esgoto bruto concentrado	0,35-0,50	0,50-1,00
Recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0,30-0,45	0,40-0,80
Recebendo efluente primário	0,30-0,45	0,40-0,80
Recebendo efluente secundário	0,12-0,24	0,12-0,24
Com águas limpas	0,08-0,20	0,08-0,20

k_d : coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea.

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014a).

Quadro 6.9 – Valores típicos de k_{an} a 20°C.

Curso d'água	K_{an} (d^{-1})
Profundo	0,10-0,50
Raso	0,20-1,00

k_{an} : coeficiente de conversão da amônia a nitrato (d^{-1}).

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014a).

6.3.2.1.3 Nitrogênio

A taxa de variação da concentração do nitrogênio orgânico é dado pela Equação (6), que considera a amonificação e a sedimentação.

$$\frac{dN_{org}}{dt} = -k_{oa}N_{org} - K_{so}N_{org} \quad (6)$$

Onde:

dN_{org}/dt : taxa de variação da concentração de nitrogênio orgânico ao longo do tempo [mg/L.d];

k_{oa} : coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico a amônia [d^{-1}];

N_{org} : concentração de nitrogênio orgânico [mg/L];

k_{so} : coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico [d^{-1}].

O coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico em amônia (k_{oa}) a 20°C tem variação típica entre 0,20 e 0,25 d^{-1} (VON SPERLING, 2014a), enquanto os coeficientes de sedimentação do nitrogênio orgânico (k_{so}) pode ser estimado de acordo com caacterísticas do curso d'água Quadro 6.15.

Quadro 6.10 – Valores típicos de k_{an} a 20°C.

Curso d'água	K_{so} (d^{-1})
Remansos	0,10
Rios lentos	0,05-0,10
Rios rápidos	0,02-0,05
Corredeiras	0,00

k_{so} : coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico (d^{-1}).

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014a).

A variação da concentração do nitrogênio amoniacal nos corpos hídricos simulados pelo QUAL-UFMG é representada pela Equação (7). Esta equação engloba os processos de amonificação, nitrificação e a liberação de nitrogênio pelo sedimento de fundo.

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = -k_{oa}N_{org} - K_{an}N_{amon} + \frac{S_{Namon}}{H} \quad (7)$$

Onde:

dN_{amon}/dt : taxa de variação da concentração de nitrogênio amoniacal ao longo do tempo [mg/L.d];

N_{amon} : concentração de nitrogênio amoniacal [mg/l];

S_{Namon} : fluxo de liberação de amônia pelo sedimento de fundo [$g/m^2.d$];

H: profundidade média do curso d'água [m].

A concentração de nitrito é determinada pela Equação (8), que considera a conversão de nitrito em nitrato, enquanto a concentração de nitrato é obtida pela Equação (9), que representa a nitrificação.

$$\frac{dN_{nitri}}{dt} = -k_{an}N_{amon} - k_{nn}N_{nitri} \quad (8)$$

Onde:

dN_{nitri}/dt : taxa de variação da concentração de nitrito ao longo do tempo [mg/L.d];

N_{nitri} : concentração de nitrito [mg/L];

k_{nn} : coeficiente de conversão de nitrito a nitrato [d^{-1}].

$$\frac{dN_{nitra}}{dt} = K_{nn}N_{nitri} \quad (9)$$

Onde:

dN_{nitra}/dt : taxa de variação da concentração de nitrato ao longo tempo [mg/L.d].

O coeficiente k_{nn} , que representa a conversão de nitrito a nitrato, pode variar de 0,10 a 0,50 d^{-1} em cursos d'água profundos e de 0,20 a 1,00 d^{-1} em rasos (VON SPERLING, 2014a).

6.3.2.1.4 Fósforo

A taxa de variação do fósforo orgânico é dada pela Equação , que representa a conversão do fósforo orgânico em inorgânico e a sedimentação do fósforo.

$$\frac{dP_{org}}{dt} = -K_{oi}P_{org} - K_{spo}P_{org} \quad (10)$$

Onde:

dP_{org}/dt : taxa de variação da concentração de fósforo orgânico ao longo do tempo [mg/L.d];

P_{org} : concentração de fósforo orgânico [mg/L];

k_{oi} : coeficiente de conversão de fósforo orgânico em inorgânico [d^{-1}];

k_{spo} : coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico [d^{-1}].

Os valores típicos de k_{oi} a 20°C variam de 0,2 a 0,3 d^{-1} , enquanto do k_{spo} vão de 0,02 a 0,05 d^{-1} (VON SPERLING, 2014a).

A variação da concentração de fósforo inorgânico é obtida pela Equação (11) que converte o fósforo orgânico em inorgânico e soma a liberação de fósforo pelo sedimento de fundo.

$$\frac{dP_{inorg}}{dt} = -K_{oi}P_{org} + \frac{S_{Pinorg}}{H} \quad (11)$$

Onde:

dP_{inorg}/dt : taxa de variação da concentração de fósforo inorgânico ao longo do tempo [mg/L.d];

S_{Pinorg} : liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo [g/m².d].

6.3.2.1.5 Coliformes termotolerantes

O decaimento da concentração de coliformes termotolerantes nos corpos hídricos é calculado pela Equação no modelo QUAL-UFMG.

$$\frac{dN}{dt} = -K_b N \quad (12)$$

Onde:

dN/dt : taxa de variação da concentração de coliformes ao longo do tempo [NMP.100mL.d];

k_b : coeficiente de decaimento de coliformes [d⁻¹].

O coeficiente k_b tem valores típicos de 0,5 a 1,5 d⁻¹ a 20°C, sendo geralmente usado 1,0 d⁻¹ (VON SPERLING, 2014a).

6.3.3 Calibração do modelo QUAL-UFMG

A calibração consiste no ajuste de parâmetros do modelo, de forma a se obter resultados mais precisos e confiáveis, aproximando-os do comportamento reais dos processos que ocorrem no corpo hídrico. Para isto, é necessário utilizar dados reais observados no corpo hídrico.

No presente estudo foram considerados os dados das estações de monitoramento da qualidade da água presentes na bacia hidrográfica do rio dos Sinos, apresentadas no item 6.5.2. O período de dados foi selecionado de acordo com a identificação da vazão mais próxima à $Q_{7,10}$ no posto fluviométrico 87374000 – Taquara. Devido à indisponibilidade de dados de qualidade da água em todos os postos de monitoramento qualitativo no mesmo dia da medição da vazão, foi considerado todo o mês de janeiro de 2018.

No modelo QUAL-UFMG, os principais coeficientes que podem ser ajustados na calibração são:

- K_1 : coeficiente de desoxigenação;

- K_d : coeficiente de decomposição;
- K_s : coeficiente de sedimentação (DBO);
- K_2 : coeficiente de reaeração;
- K_{so} : coeficiente de sedimentação (nitrogênio);
- K_{oa} : coeficiente de conversão nitrogênio de orgânico em amoniacal;
- K_{an} : coeficiente de conversão de nitrogênio amoniacal em nitrito;
- K_{nn} : coeficiente de conversão de nitrito para nitrato;
- K_{spo} : coeficiente de sedimentação (fósforo);
- K_{oi} : coeficiente de conversão de fósforo orgânico em inorgânico;
- K_b : coeficiente de decaimento de coliformes;

A calibração do QUAL-UFMG foi realizada de forma manual, através da alteração direta dos valores dos coeficientes, considerando-se como referência as faixas de valores apresentadas no item 6.3.2.1 com base em Von Sperling (2014). Desta forma, para cada modificação dos coeficientes, foram observados os perfis longitudinais, os coeficientes de correlação, calculados com a Equação (13) e os erros médios absolutos resultantes, obtidos pela Equação (14), buscando-se o melhor ajuste possível.

$$r = \frac{n \sum_{i=1}^n x_i y_i - \sum_{i=1}^n x_i \sum_{i=1}^n y_i}{\sqrt{n \sum_{i=1}^n x_i^2 - (\sum_{i=1}^n x_i)^2} \sqrt{n \sum_{i=1}^n y_i^2 - (\sum_{i=1}^n y_i)^2}} \quad (13)$$

Onde:

r : coeficiente de correlação [-];

x_i : valor observado dos parâmetros [mg/L];

y_i : valor simulado dos parâmetros [mg/L];

\bar{x}_i : média dos valores observados [mg/L]

\bar{y}_i : média dos valores simulados [mg/L]

$$EMA = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i - \hat{y}_i \quad (14)$$

Onde:

EMA: erro médio absoluto [mg/L];

y_i : valor observado dos parâmetros [mg/L];

\hat{y}_i : valor simulado dos parâmetros [mg/L].

O coeficiente de correlação varia de 0 a 1, sendo a interpretação adotada neste estudo com base em EVANS (1996), conforme apresentado no Quadro 6.11

Quadro 6.11 – Classificação da magnitude da correlação.

Valor do coeficiente de correlação – r (positivo ou negativo)	Interpretação da correlação
0,00 a 0,19	Muito fraca
0,20 a 0,39	Fraca
0,40 a 0,59	Moderada
0,60 a 0,79	Forte
Superior a 0,80	Muito forte

Fonte: elaborado com base em EVANS (1996).

Destaca-se que a calibração foi realizada apenas para o rio principal, devido à maior disponibilidade de estações de monitoramento de qualidade da água com dados. Foram utilizados os dados observados de OD, DBO, nitrogênio total e fósforo total.

6.4 Modelo hidroeconômico para integração dos instrumentos de gestão

O modelo tem como propósito oferecer uma abordagem integrativa que contribua substancialmente para a facilitação do processo decisório associado à alocação de recursos hídricos em bacias hidrográficas, bem como estabelecer diretrizes para valores de cobrança pelo uso da água, levando em consideração de maneira abrangente os potenciais impactos resultantes das atividades de captação e lançamento de efluentes no tocante à qualidade das águas e à economia da bacia.

Para isto foi realizado o acoplamento entre o modelo de simulação de qualidade da água QUAL-UFMG, detalhado nos itens 3.5.1 e 6.3.1, e o algoritmo evolucionário BORG MOEA, introduzido no item 3.6.2.1 e especificado a seguir. O escopo central desta integração reside na otimização conjunta, visando a maximização dos ganhos econômicos decorrentes das distintas formas de utilização dos recursos hídricos, ao mesmo tempo em que se busca a minimização das cargas poluentes liberadas ao longo do curso principal do rio.

6.4.1 BORG MOEA

O Borg é um algoritmo de otimização desenvolvido para solucionar problemas multimodais e multiobjetivo, que fornece otimização robusta por assimilar vários princípios de design de MOEAs existentes e introduz novos componentes, conforme descrito a seguir (HADKA; REED, 2013):

- Um arquivo de dominância ϵ -box, que divide o espaço objetivo em hipercaixas com comprimento lateral (chamadas ϵ -boxes), para manter a convergência e a diversidade em toda a busca;
- ϵ -progress, que é uma medida computacional eficiente de progressão e estagnação de busca;
- Um operador adaptativo de dimensionamento populacional, baseado no uso de contribuição de tempo ϵ -NSGA-II's, para manter a diversidade de busca e facilitar a fuga de ótimas locais;
- Múltiplos operadores de recombinação para melhorar a busca em uma ampla variedade de domínios de problemas;
- O modelo elitista de estado estacionário do ϵ -MOEA, que pode ser facilmente estendido para uso em arquiteturas paralelas.

Desta forma, uma das principais vantagens do Borg MOEA são os reinícios aleatórios, acionados quando a velocidade de convergência diminui e a busca fica estagnada, revivendo a busca através do redimensionamento e da diversificação da população, enquanto mantém cuidadosamente a pressão de seleção. Ainda, o algoritmo fornece um recurso para incorporar vários operadores de recombinação e adapta automaticamente o uso desses operadores com base em seu desempenho relativo (HADKA; REED, 2013).

A aplicação dos algoritmos evolucionários neste estudo tem como objetivo gerar resultados de distribuição de outorgas ao longo dos trechos para os diferentes usuários, considerando as funções objetivo apresentadas a seguir, no item 6.4.2. Cada decisão de outorga reflete na qualidade da água, que é simulada pelo QUAL-UFMG, fornecendo subsídios para análise do enquadramento. Por fim, as externalidades geradas em detrimento das decisões de outorga fornecem subsídios para a proposta de cobrança pelo uso da água.

6.4.2 Funções objetivo

As funções objetivo representam as métricas de desempenho que definem a qualidade de uma solução candidata em um determinado espaço de busca. Ao atribuir valores numéricos às soluções, as funções objetivo permitem que o algoritmo avalie e compare diferentes alternativas, selecionando aquelas que melhor atendem aos

critérios de otimização. Esse processo de seleção, combinado com operadores de reprodução e mutação, guia a busca em direção a soluções ótimas ou subótimas.

É possível variar o número de avaliações da função (NFE - *Number of Function Evaluations*), isto é, o número máximo de vezes que a função objetivo é avaliada durante a execução do algoritmo. Um valor mais alto de NFE explora mais extensivamente o espaço de busca, entretanto, a simulação exige mais tempo.

No modelo de integração proposto, a primeira função objetivo (FO1) busca maximizar a soma dos benefícios econômicos dos diferentes usuários em cada trecho da bacia, subtraídos dos custos de coleta, tratamento e remoção de fósforo, conforme equação (15). No caso da FO1, que será denominada benefício total líquido neste estudo⁵, as variáveis de decisão do problema são a vazão outorgada por trecho e usuário ($X_{i,n}$) e a carga de fósforo removida por trecho (WT_n).

$$FO1 = \max \left[\sum_{i=1; n=1}^{I, N} B(X_{i,n}) - \sum_{n=1}^N 0,8C_{CT}(X_{i,n}) - \sum_{n=1}^N C_P(WT_n) \right] \quad (15)$$

Onde:

FO1: função objetivo 1 [R\$/ano];

$X_{i,n}$: vazão captada pelo grupo de usuários i , no trecho n [m³/s];

$B(X_{i,n})$: benefício total líquido do grupo de usuários i [R\$];

C_{CT} : custo de coleta e tratamento de esgotos por trecho [R\$/m³/s];

C_P : custo de remoção de fósforo por trecho [R\$/kg];

WT_n : carga removida de fósforo por trecho [kg/s]

$Custo(W_T)$: custo de tratamento para uma dada carga W_T [R\$].

Na FO2 o objetivo é minimizar, ao longo dos trechos do rio, a concentração de fósforo resultante dos lançamentos de efluentes relacionados às vazões outorgadas ($X_{i,n}$), conforme equação (16).

$$FO2 = \min \sum_{n=1}^N CP_n \quad (16)$$

Onde:

⁵ O benefício total líquido na verdade refere-se ao benefício total diminuído de custos relacionados à produção do bem ou serviço, conforme apresentado no item 3.3.1. Entretanto, para fins de simplificação, será referido como benefício total líquido o benefício total diminuído dos custos de coleta e tratamento de esgotos.

FO2: função objetivo 2 [mg/l];

CP_n: concentração de fósforo total no final de cada trecho *n* [mg/L]

A concentração de fósforo no trecho *n*, CP_n, é determinada pelo modelo de qualidade da água, que realiza o cálculo do balanço hídrico (retiradas e lançamentos em cada trecho) e da concentração a jusante de cada ponto de lançamento. Os resultados são devolvidos ao algoritmo de otimização durante o *run time* do modelo, conforme a Figura 6.3, que ilustra o acoplamento descrito a seguir.

6.4.3 Acoplamento entre o QUAL-UFMG e o BORG-MOEA

A Figura 6.3 ilustra a dinâmica entre o modelo de qualidade da água e o modelo de simulação. A otimização inicia com a leitura dos dados iniciais da planilha do QUAL-UFMG, que, no caso deste estudo, correspondem às outorgas e lançamentos do cenário atual.

A partir desses dados o algoritmo de otimização gera um conjunto de soluções candidatas para as variáveis de decisão (vazão outorgada e carga tratada). Cada par de valores (vazão outorgada e carga tratada) é retornado ao banco de dados do modelo QUAL-UFMG, que recalcula o balanço de massa e as concentrações resultantes de fósforo em cada trecho. Esses valores são lidos novamente pelo BORG-MOEA para atualização dos valores das funções objetivo, que são hierarquizadas. Em seguida um novo conjunto de soluções candidatas é produzido, seguindo os critérios dos operadores de recombinação e seleção das populações, que é novamente retornado ao banco de dados do QUAL-UFMG para atualização do balanço de massa e concentrações.

O ciclo se repete até que o critério de parada seja atingido (neste caso o número de iterações), e então o modelo gera os resultados finais. Este processo de otimização tem como resultado Fronteiras de Pareto com as funções objetivo nos eixos, conforme ilustrado na Figura 6.3.

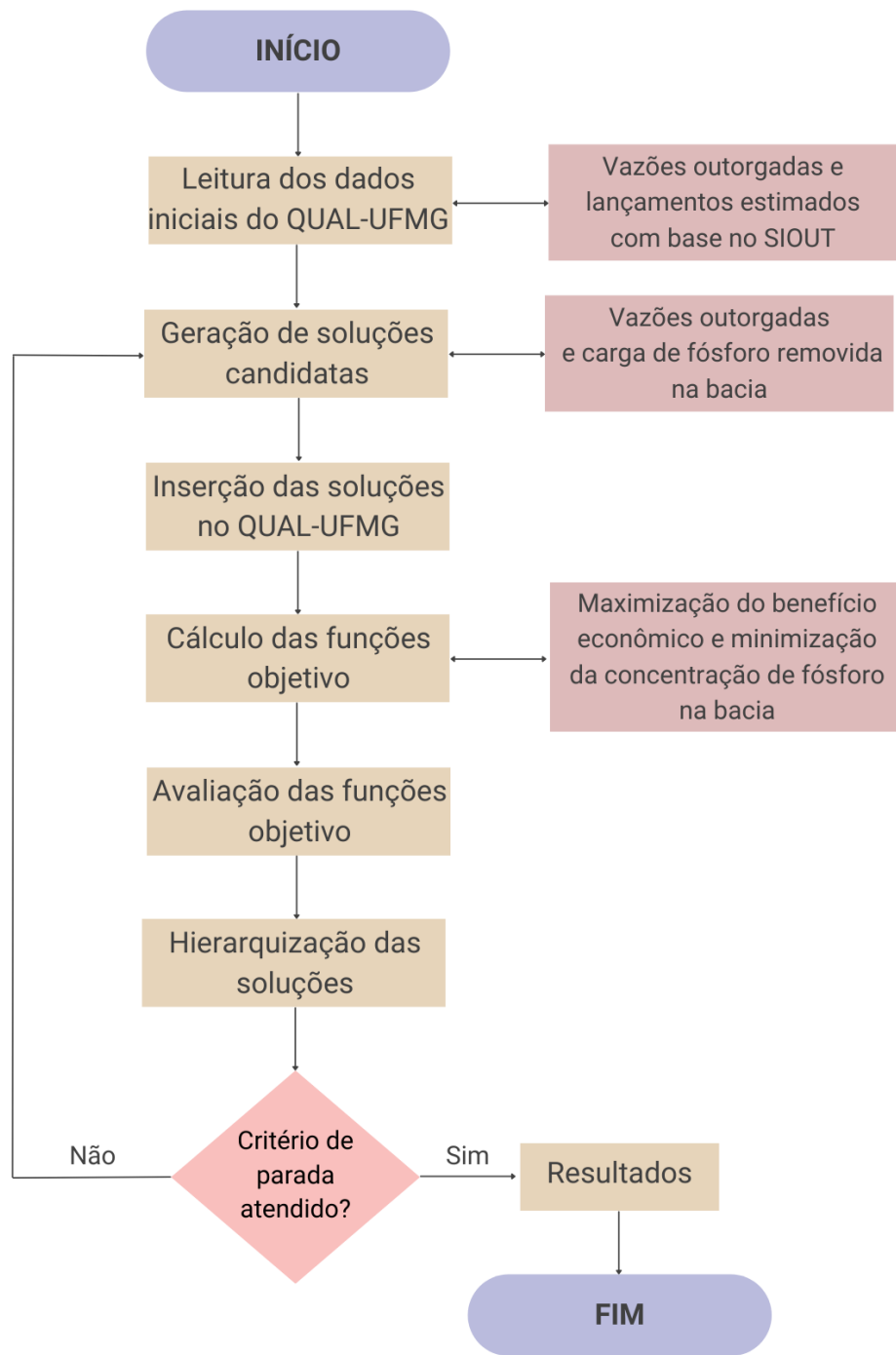


Figura 6.3 - Fluxograma do processo de otimização aplicado. (Fonte: elaboração própria, 2023)

6.5 Aplicação

6.5.1 Vazão de referência

A simulação da qualidade da água foi realizada em regime permanente, utilizando-se a vazão de referência Q_{90} , isto é, a vazão igualada ou excedida 90% do tempo. A vazão Q_{90} foi calculada para cada trecho simulado a partir das vazões

específicas definidas na Nota Técnica nº 004/2021/DIPLA/DRHS (DRHS; SEMA, 2021), apresentadas no Quadro 6.12. A escolha desta vazão de referência deve-se ao fato de que a vazão outorgável no Rio dos Sinos é equivalente à 70% da Q_{90} (PROFILL, 2014a). No Quadro 6.1 constam as vazões de referência para os 18 trechos considerados no estudo, descritos no item 6.3.1, somando uma vazão total de 16,799 m³/s na bacia, ou seja, 11,759 m³/s de vazão outorgável. Essa abordagem permite que os resultados da análise sejam mais facilmente apropriados pelo mecanismo de alocação da água vigente, que é a outorga.

Quadro 6.12 – Vazões específicas para a bacia hidrográfica do rio dos Sinos.

Local	Área de drenagem	Vazão específica (m ³ /s.km ²)
Região a montante da estação de monitoramento Taquara montante (coordenadas -29,72; -50,7342)	Superior a 10 km ²	0,00316
	Até 10 km ²	0,00286
Restante da bacia hidrográfica	Superior a 10 km ²	0,00542
	Até 10 km ²	0,00286

Fonte: adaptado de DRHS; SEMA (2021).

Quadro 6.13 – Vazões de referência (incrementais) para os trechos de estudo na bacia hidrográfica do rio dos Sinos.

Nº trecho	Q_{90} (m ³ /s)
1	0,661
2	0,393
3	0,906
4	1,558
5	0,484
6	0,542
7	1,406
8	0,518
9	3,121
10	1,989
11	1,112
12	0,561
13	0,220
14	0,730
15	0,973
16	0,520
17	0,726
18	0,377
Total	16,799

Fonte: elaboração própria, 2023.

6.5.2 Dados de qualidade da água

O monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio dos Sinos é atualmente realizado pela FEPAM, com um total de 11 estações de qualidade da água, e disponibilidade de dados entre setembro de 2015 e de 2022, de acordo com a

consulta ao site RS ÁGUA⁶ realizado em setembro de 2022. As estações são apresentadas na Figura 6.4 e detalhadas no Quadro 6.14.

Para a simulação da qualidade da água, foram considerados os seguintes parâmetros medidos nos pontos de monitoramento: vazão do recurso hídrico, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total kjeldahl, nitrogênio amoniacal, fósforo ortofosfato, fósforo total e escherichia coli. No item a seguir 0 será apresentado o detalhamento destes parâmetros.

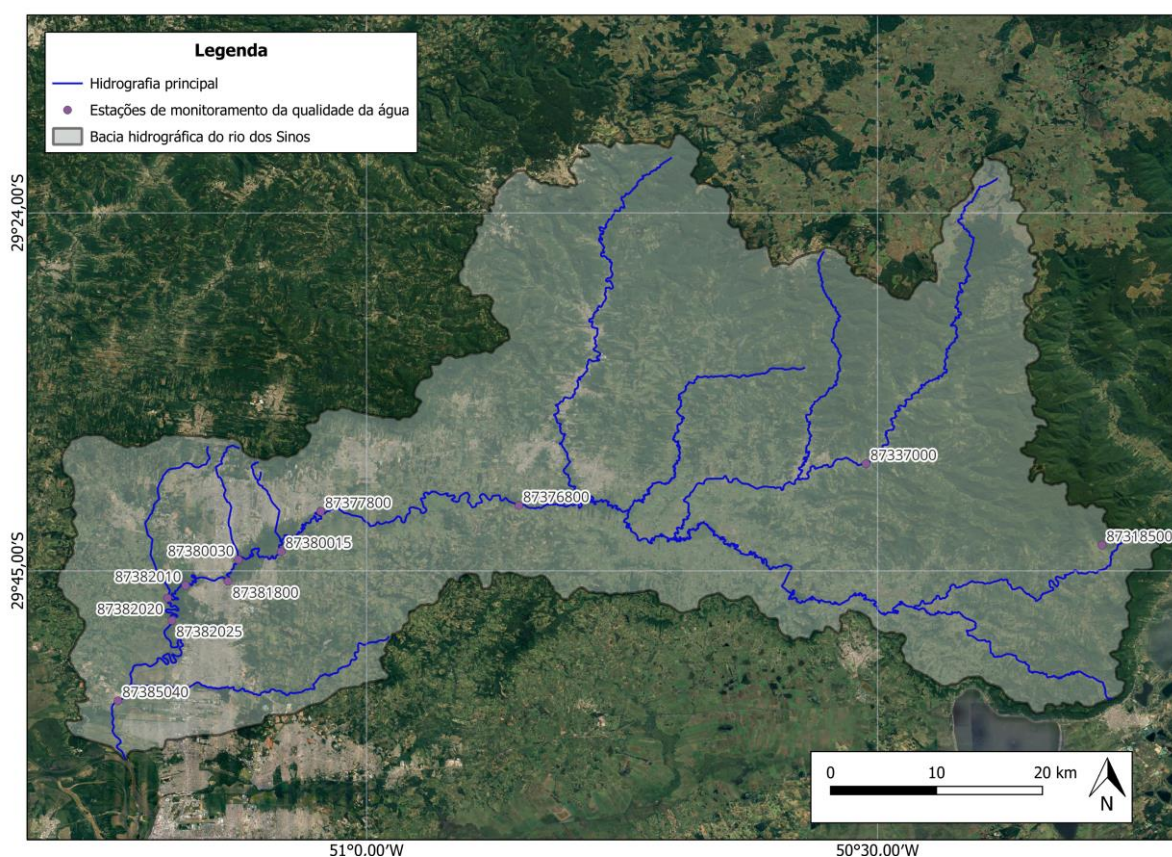


Figura 6.4 – Estações de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio dos Sinos. (Fonte: elaboração própria, 2023)

Quadro 6.14 – Informações sobre as estações de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio dos Sinos.

Cód. Estação	Latitude	Longitude	Recurso hídrico	Município
87318500	-29,72484	-50,280362	Rio dos Sinos	Caraá
87337000	-29,645395	-50,511377	Rio Rolante	Rolante
87376800	-29,686162	-50,851019	Rio dos Sinos	Parobé
87377800	-29,691876	-51,045001	Rio dos Sinos	Campo Bom
87380015	-29,731218	-51,083702	Rio dos Sinos	Novo Hamburgo
87380030	-29,739215	-51,125452	Rio dos Sinos	São Leopoldo

⁶ <https://gis.fepam.rs.gov.br/RSAgua/>

Cód. Estação	Latitude	Longitude	Recurso hídrico	Município
87381800	-29,760357	-51,135565	Rio dos Sinos	São Leopoldo
87382010	-29,764321	-51,177207	Rio dos Sinos	São Leopoldo
87382020	-29,776609	-51,194699	Arroio Portão	Portão
87382025	-29,798527	-51,190493	Rio dos Sinos	Sapucaia Do Sul
87385040	-29,877142	-51,243305	Rio dos Sinos	Nova Santa Rita

Fonte: elaboração própria, 2023.

6.5.3 Condições iniciais de qualidade da água

As condições iniciais de qualidade da água foram obtidas a partir da estação de monitoramento de Caraá (87378500), localizada na cabeceira do arroio Caraá, considerando-se o período de 2015 a 2022. Neste ponto, há pouca urbanização e, portanto, pode-se inferir que há menor influência de captações e lançamentos de esgotos no corpo hídrico.

Devido à ausência de dados de vazão nesta estação, foram verificadas as vazões médias diárias no posto fluviométrico de Taquara Montante (87374000), com o objetivo de identificar a data com vazão mais próxima à Q_{90} , e que também houvesse disponibilidades de dados de qualidade da água. Desta forma, observou-se que os dados mais adequados para as condições iniciais seriam os de janeiro de 2018.

Os dados de monitoramento da qualidade da água disponíveis não abrangem todos os parâmetros necessários para a simulação no QUAL-UFMG. Portanto, alguns parâmetros foram adotados com base na literatura e em outros modelos de referência, conforme o Quadro 6.15.

Quadro 6.15 – Condições iniciais utilizadas para os trechos simulados (estação 87378500 - Caraá).

Parâmetro	Concentração (mg/L)	Considerações
OD	9,090	-
DBO	1,000	-
Nitrogênio orgânico	0,444	Calculado a partir da diferença entre os dados de NTK e N amoniacal.
N amoniacal	0,432	-
Nitrato	0,120	Considerado o único valor medido na estação entre o período de análise.
Fósforo orgânico	0,0370	Considerado equivalente ao ortofosfato.
Fósforo inorgânico	0,013	Calculado a partir da diferença entre fósforo total e ortofosfato.
Coliformes termotolerantes ¹	1,530 x 10 ²	-
Temperatura	19,140	-
Nitrito	0,100	Considerado o valor de referência ² do modelo WARM-GIS TOOLS.

¹ Concentração em NMP/100 ml.

² Esta concentração foi determinada com base nas experiências dos autores do modelo.

Fonte: elaboração própria, 2023.

6.5.4 Captações de água bruta

A representação das demandas hídricas na bacia hidrográfica do rio dos Sinos foi realizada com base nos dados de outorga disponíveis no Sistema de Outorga de Água do Rio Grande do Sul (SIOUT-RS), atualizadas até agosto de 2022. Os dados incluem a fonte de captação, o tipo e o status da solicitação, a vazão outorgada, a finalidade de uso e a localização. No total, foram identificadas 7 opções de status do cadastro, das quais 3 foram consideradas neste estudo, conforme orientação da Divisão de Outorga – DRHS, sendo as mesmas utilizadas no balanço hídrico dentro do SIOUT. O Quadro 6.16 apresenta os status e a decisão em relação à utilização neste estudo.

Quadro 6.16 – Status dos cadastros de outorga do SIOUT consideradas no estudo.

Identificação	Status	Considerado na estudo
1	Aguardando análise	Sim
2	Aguardando formalização de documentos	Não
3	Aguardando alterações de dados inconsistentes	Sim
4	Em análise	Sim
5	Em andamento	Não
6	Concluído – aguardando aprovação	Não
7	Concluído	Não

Fonte: elaboração própria, 2023.

Também foi considerada a Portaria Coletiva DRHS nº 09/2022, publicada em 22 de dezembro de 2022 (DRHS; SEMA, 2022), que concede, de forma precária, durante a vigência da portaria citada – 1 ano a partir da data de publicação –, outorga aos usuários irrigantes cadastrados no SIOUT, em regime de bombeamento de 24 horas por dia, 7 dias por semana, num período de 100 dias, contado a partir do início do bombeamento, considerando-se o consumo de 9.000 m³/ha.

Não foram considerados os cadastros de captações subterrâneas, que representam cerca de 0,58% da vazão total cadastrada no SIOUT. Além da baixa representatividade das captações, o modelo proposto neste estudo não abrange o balanço hídrico subterrâneo.

Além disso, foram verificadas as finalidades de uso dos cadastros do SIOUT e analisadas as representatividades de cada grupo, em relação à vazão total cadastrada. Foram identificadas 28 finalidades distintas, das quais 6 foram desconsideradas e as outras 22 foram agrupadas dentro de 3 finalidades mais abrangentes, conforme apresentado a seguir no Quadro 6.17.

Quadro 6.17 – Classificações adotadas a partir das finalidades do cadastro do SIOUT.

Finalidade no SIOUT	Classificação adotada
Abastecimento público	Abastecimento humano
Consumo humano	
Consumo humano, Dessedentação animal	
Consumo humano, Dessedentação animal, Harmonia paisagística	
Consumo humano, Lavanderia	
Consumo humano, Turismo/lazer/balneário/recreação	
Abastecimento industrial	Indústria
Abastecimento industrial, Combate a incêndios	
Abastecimento industrial, Combate a incêndios, Consumo humano, Fornecimento de água a terceiros	
Abastecimento industrial, Combate a incêndios, Fornecimento de água a terceiros	
Abastecimento industrial, Consumo humano	
Abastecimento industrial, Consumo humano, Dessedentação animal	
Combate a incêndios	
Consumo agroindustrial	
Consumo agroindustrial, Consumo humano	
Consumo agroindustrial, Consumo humano, Dessedentação animal	
Consumo agroindustrial, Irrigação	
Dessedentação animal	
Dessedentação animal, Irrigação	
Irrigação	
Irrigação, Turismo/lazer/balneário/recreação	
Drenagem	Desconsiderado
Fornecimento de água a terceiros	
Harmonia paisagística	
Lavagem de veículos	
Mineração	
Piscicultura e/ou aquicultura	
Turismo/lazer/balneário/recreação	

Fonte: elaboração própria, 2023.

As demandas foram agrupadas por tipo de usuário nos subtrechos, sendo somadas e consideradas de forma agregada por trecho para os três principais tipos de usuário na bacia: irrigação, abastecimento humano e indústria. Portanto, em cada subtrecho há 3 núcleos de demanda, um para cada tipo de usuário, que representam todas as demandas identificadas. A Figura 6.5 apresenta a localização das outorgas que foram consideradas para o estudo.

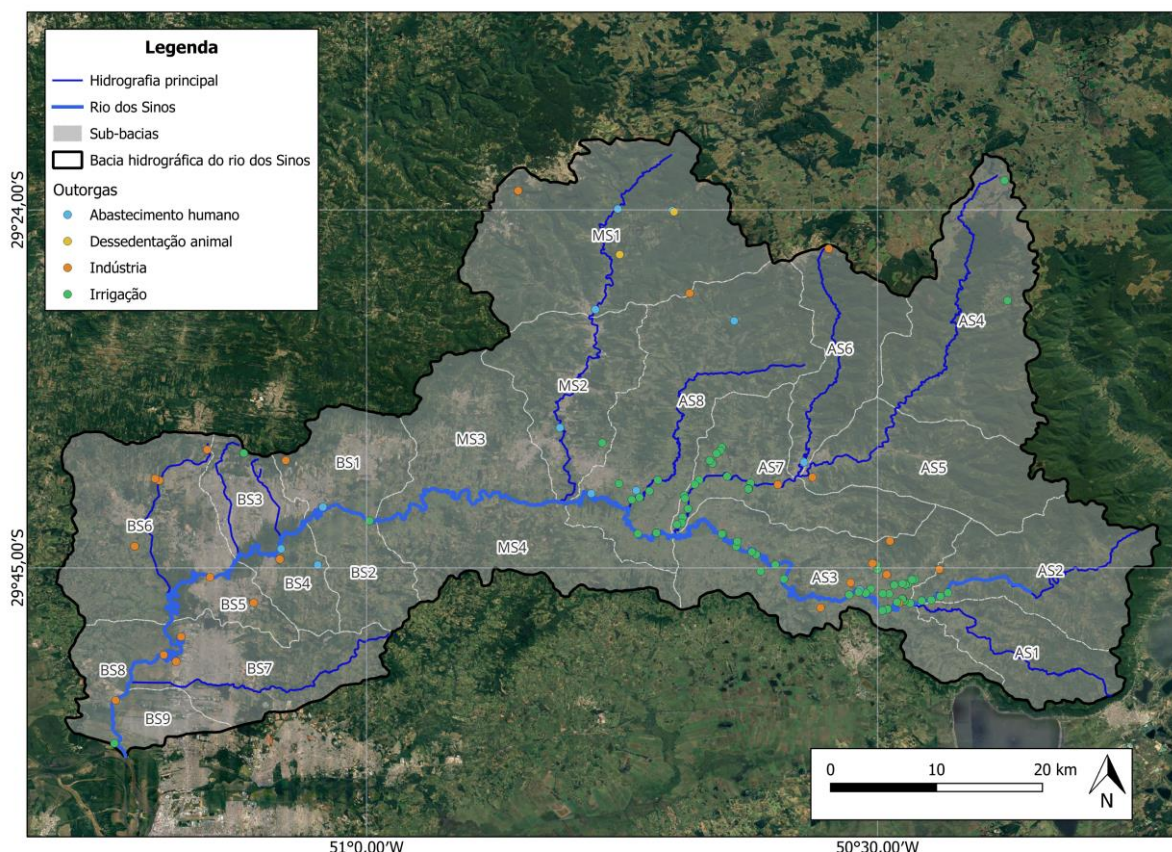


Figura 6.5 – Outorgas de captação consideradas para o estudo na bacia hidrográfica do rio dos Sinos. (Fonte: elaborado com base nos dados do SIOUT (2022))

6.5.5 Lançamentos de efluentes

O banco de outorgas do SIOUT, consultado em 2022, não apresentava informações relativas ao lançamento de efluentes dos usuários cadastrados. No caso do Rio Grande do Sul, essa informação encontra-se em cadastro separado da FEPAM⁷, não disponível na ocasião de elaboração do estudo. Dessa forma, foi necessário buscar referências bibliográficas para estimar as vazões lançadas para cada finalidade de uso. O Quadro 6.18, apresenta os percentuais de vazão de retorno adotados em relação às vazões captadas pelos usuários.

Quadro 6.18 – Percentuais de retorno de vazão, de acordo com as finalidades de uso.

Finalidade de uso	Percentual de vazão de retorno
Abastecimento público ¹	80%
Indústria ²	80%
Irrigação ³	30%

⁷ A Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (FEPAM) atua como órgão técnico do Sistema Estadual de Proteção Ambiental (SISEPRA), com atribuições de fiscalização, licenciamento, desenvolvimento de estudos e pesquisas e execução de programas e projetos para proteção e preservação do meio ambiente no Estado no Rio Grande do Sul.

Fonte: ¹(VON SPERLING, 2014); ²estimado para indústrias metalúrgicas de acordo com ANA (2017b);³com base no valor utilizado na publicação “Comitê do Lago Guaíba – Caderno de informações 2” (COMITÊ DO LAGO GUAÍBA, 2004) e também utilizado no Plano da Bacia do Rio Pardo (SEMA; DRH, 2005).

Apesar da deficiência de coleta e tratamento na bacia, não foram considerados lançamentos de forma difusa, ou seja, todos os lançamentos foram representados como pontuais para fins de simplificação do modelo. A seguir, é detalhada a metodologia utilizada para estimativa das cargas lançadas e tratadas.

6.5.5.1 Concentração bruta

As concentrações brutas dos parâmetros de qualidade da água dos efluentes urbanos foram calculadas a partir de dados de contribuições médias diárias por habitante, considerando-se a vazão de lançamento de 160 L/hab.dia (VON SPERLING, 2014b). O Quadro 6.19 apresenta as cargas diárias adotadas, com base em Von Sperling (2014b) e a concentração bruta resultante no esgoto urbano.

Quadro 6.19 – Cargas e concentrações brutas do efluente urbano.

Parâmetro	Cargas diárias¹ (g/hab.dia)	Concentração no efluente (mg/L)
DBO	50,00	312,500
OD	0,00	0,000
N orgânico	3,50	21,875
N amoniacal	4,50	28,125
Nitrito	0,00	0,000
Nitrato	0,00	0,000
P orgânico	0,30	1,875
P inorgânico	0,70	4,375
Coliformes totais	1,000E+12	1,000E+08

¹ Valores médios com base em Von Sperling (2014b).

Fonte: elaboração própria, 2023.

Em relação aos usuários irrigantes, tomou-se como base estudos realizados no Brasil (GOMES et al., 1998) e em outros países (QI; WU; ZHU, 2020) , além da Resolução CONSEMA n° 355/2017 (SEMA, 2017), que dispõe sobre critérios de lançamento de efluentes. Destaca-se que a determinação das concentrações dos parâmetros em efluentes da agricultura é difícil, devido à variedade de compostos aplicados ao solo, ao tipo de solo, à cultura plantada, entre outros fatores, além de ocorrer de forma difusa.

O estudo de Qi, Wu e Zhu (2020) foi utilizado como principal referência para determinação da concentração de parâmetros no efluente da irrigação. O referido estudo avaliou as cargas de fósforo e nitrogênio em lavouras de arroz na China. Para a determinação da concentração nos efluentes, no presente estudo, adotou-se a demanda de 1,2 L/s/ha, durante 110 dias do ano e 30% de retorno da vazão captada.

Destaca-se que, em relação ao parâmetro OD, não foi encontrada bibliografia contendo a determinação da concentração em efluentes da agricultura. Tendo em vista que a presença de nutrientes e agrotóxicos impacta a concentração de OD na água, assim como microrganismos presentes no solo e nas raízes das plantas, optou-se pela utilização do valor mais crítico, de 0 mg/L.

O Quadro 6.20 apresenta as concentrações adotadas para o efluente da irrigação e as fontes de referência de cada parâmetro.

Quadro 6.20 – Concentrações brutas do efluente da irrigação.

Parâmetro	Concentração no efluente (mg/L)	Referência ¹
DBO	60,000	Resolução CONSEMA nº 355/2017 (SEMA, 2017)
OD ²	0,000	-
N orgânico	0,823	Qi, Wu e Zhu (2020)
N amoniacal	0,655	Qi, Wu e Zhu (2020)
Nitrito ³	0,050	Gomes <i>et al.</i> (1998)
Nitrato	0,283	Qi, Wu e Zhu (2020)
P orgânico	0,044	Qi, Wu e Zhu (2020)
P inorgânico	0,039	Qi, Wu e Zhu (2020)
Coliformes totais	1,000E+04	Resolução CONSEMA nº 355/2017 (SEMA, 2017)

¹ As concentrações baseadas no estudo de Qi, Wu e Zhu (2020) foram obtidas a partir das cargas anuais médias apresentadas no estudo, considerando-se a demanda de 1,2 L/s/ha para irrigação de lavouras, durante 110 dias no ano e 30% de retorno da vazão, para o presente estudo.

² Não foi possível obter referências quanto à concentração de OD em efluentes da irrigação. Desta forma, optou-se pelo cenário mais crítico, com OD igual a 0 mg/L.

³ A concentração de nitrito obtida no estudo de Gomes *et al.* (1998) não atingiu a concentração mínima detectável de 0,05 mg/L, desta forma, por falta de referências quanto a este parâmetro para a irrigação, optou-se por adotar a concentração mínima detectável.

Fonte: elaboração própria, 2023.

A variedade das indústrias afeta significativamente a qualidade dos efluentes produzidos, sendo difícil a determinação das concentrações dos efluentes brutos. Por exemplo, a DBO em curtumes pode chegar a 1.099,20 mg/L em efluentes não tratados (SUGASINI; RAJAGOPAL, 2015). Como no cadastro do SIOUT não é especificado o tipo de atividade industrial dos usuários, as concentrações dos efluentes industriais foram determinadas a partir dos padrões estabelecidos na Resolução CONSEMA nº 355/2017 (SEMA, 2017) e complementadas pelo estudo de Sugasini e Rajagopal (2015), que avaliou a concentração de parâmetros físico-químicos entre 2009 e 2011 em efluentes de um curtume localizado no Sul da Índia. O Quadro 6.20 apresenta as concentrações adotadas e as respectivas referências.

Quadro 6.21 – Concentrações brutas do efluente da indústria.

Parâmetro	Concentração no efluente (mg/L)	Referência
DBO	60,000	Resolução CONSEMA n° 355/2017 (SEMA, 2017)
OD ¹	0,000	-
N orgânico ²	44,000	Sugasini e Rajagopal (2015)
N amoniacal	20,000	Resolução CONSEMA n° 355/2017 (SEMA, 2017)
Nitrito	0,500	Sugasini e Rajagopal (2015)
Nitrato	17,900	Sugasini e Rajagopal (2015)
P orgânico ³	0,600	Resolução CONSEMA n° 355/2017 (SEMA, 2017)
P inorgânico ³	1,400	Resolução CONSEMA n° 355/2017 (SEMA, 2017)
Coliformes totais	1,000E+04	Resolução CONSEMA n° 355/2017 (SEMA, 2017)

¹ Não foi possível obter referências quanto à concentração de OD em efluentes da indústria. Desta forma, optou-se pelo cenário mais crítico, com OD igual a 0 mg/L.

² Calculado com base nas concentrações de NTK, considerando-se NTK composto por N amoniacal e N orgânico, do estudo de Sugasini e Rajagopal (2015), que avaliou os parâmetros físico-químicos de efluentes tratados e não tratados de um curtume.

³ Fósforo orgânico e inorgânico determinados com base no fósforo total Resolução CONSEMA n° 355/2017 (SEMA, 2017), considerando-se que 60% do fósforo total corresponde à fração inorgânica e 40% orgânico à inorgânica no esgoto doméstico (VON SPERLING, 2014b).

Fonte: elaboração própria, 2023.

6.5.5.2 Concentração final

O lançamento dos efluentes urbanos foi dividido de acordo com duas categorias de captação de água bruta: (i) abastecimento público; (ii) abastecimento individual. Considerou-se que o abastecimento público está relacionado a efluentes urbanos que podem, ou não, serem coletados e tratados, enquanto o abastecimento individual não possui tratamento, sendo lançado “in natura”, apenas com abatimento resultante da autodepuração.

Desta forma, para o abastecimento público, a concentração dos parâmetros de qualidade da água dos efluentes foi determinada com base nos percentuais de coleta e tratamento do Atlas Esgotos de 2013 (ANA, 2013) e nas informações mais recentes de eficiência de tratamento das ETEs provenientes da atualização do Atlas Esgotos em 2019 (ANA, 2019). Estas informações foram consideradas para quantificação do abatimento das cargas dos efluentes apenas para municípios com captações de abastecimento público na bacia, identificadas a partir do SIOUT. Para maior precisão, seria necessário verificar os sistemas de captação e distribuição de água de cada município para entender se há retiradas na bacia do rio dos Sinos. Desta forma não foram inseridos os lançamentos de todas as ETEs com sede na bacia, uma vez que algumas ETEs atendem outros municípios e podem lançar seus efluentes em outras bacias. A Figura 6.6 apresenta as 23 ETEs localizadas na bacia.

O Quadro 6.22 indica os municípios que possuem ETE com sede na bacia e apresenta os índices de atendimento de coleta e tratamento de esgoto. Observa-se que apenas 9 dos 32 municípios possuem ETE na bacia, sendo o percentual médio de coleta e tratamento de 11,17%, solução individual 41,86%, de acordo com o Atlas Esgotos de 2019 (ANA, 2019). A média de população com coleta e sem tratamento somada a sem coleta e sem tratamento é de 46,97% (ANA, 2013). Estes índices evidenciam a precariedade dos serviços de saneamento nos municípios inseridos na bacia.

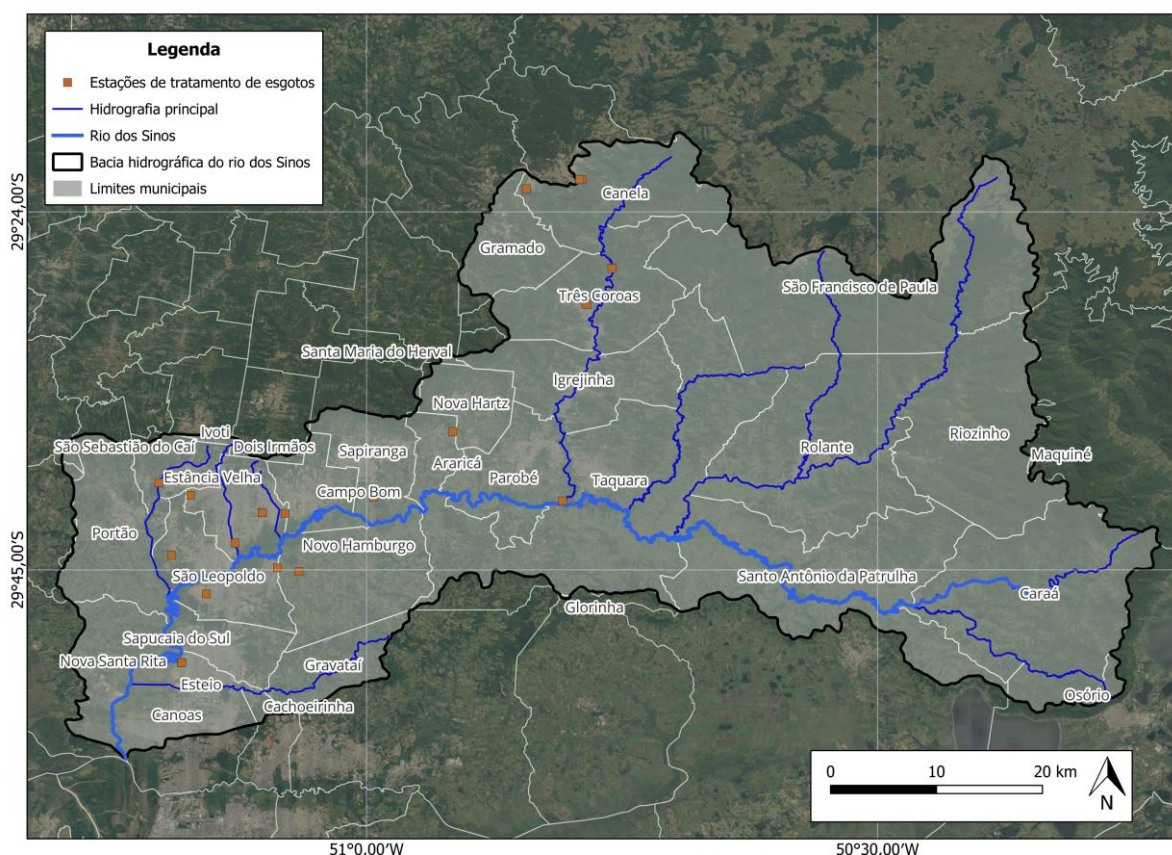


Figura 6.6 – ETEs localizadas na bacia hidrográfica do rio dos Sinos. (Fonte: elaborado com base no Atlas Esgotos (2019))

Quadro 6.22 – Informações de coleta e tratamentos dos municípios inseridos na bacia hidrográfica do rio dos Sinos.

Município	Considerado lançamento de ETE na bacia?	População com coleta e tratamento (%)	População com solução individual (%)	População com coleta e sem tratamento + sem coleta e sem tratamento (%)
Araricá	Sim	43,64	46,22	10,14
Cachoeirinha	Não	44,00	10,09	45,91
Campo Bom	Não	0,00	17,69	82,31
Canela	Sim	27,43	38,20	34,37
Canoas	Não	0,00	20,75	79,25

Município	Considerado lançamento de ETE na bacia?	População com coleta e tratamento (%)	População com solução individual (%)	População com coleta e sem tratamento + sem coleta e sem tratamento (%)
Capela de Santana	Não	0,00	45,09	54,91
Caraá	Não	0,00	96,31	3,69
Dois Irmãos	Não	0,00	38,16	61,84
Estância Velha	Sim	3,57	67,93	28,50
Esteio	Sim	8,17	29,47	62,36
Glorinha	Não	0,00	79,58	20,42
Gramado	Não	38,50	47,02	14,48
Gravataí	Não	0,00	16,44	83,56
Igrejinha	Sim	8,52	49,72	41,76
Ivoti	Não	0,00	63,53	36,47
Nova Hartz	Não	0,00	47,79	52,21
Nova Santa Rita	Não	0,00	31,39	68,61
Novo Hamburgo	Sim	2,58	34,84	62,58
Osório	Não	0,00	31,64	68,36
Parobé	Não	0,00	21,58	78,42
Portão	Não	0,00	49,73	50,27
Riozinho	Não	0,00	57,35	42,65
Rolante	Não	0,00	57,26	42,74
Santa Maria do Herval	Não	0,00	70,29	29,71
Santo Antônio da Patrulha	Não	0,00	51,73	48,27
São Francisco de Paula	Não	0,00	18,46	81,54
São Leopoldo	Sim	76,88	16,27	6,85
São Sebastião do Caí	Não	0,00	31,99	68,01
Sapiranga	Sim	40,34	25,60	34,06
Sapucaia do Sul	Sim	63,85	22,36	13,79
Taquara	Não	0,00	32,75	67,25
Três Coroas	Não	0,00	72,33	27,67
Média	-	11,17	41,86	46,97

Fonte: elaborado com base em ANA (2013) e ANA (2019).

O baixo percentual de coleta e tratamento de esgotos nos municípios da bacia do rio dos Sinos indica que grande parte é lançada de forma difusa, ou pontual sem tratamento, sendo difícil a determinação do local de despejo destes efluentes. Devido à falta de informações, no presente estudo foi considerado que a população rural possui solução individual, com lançamento pontual de efluentes não tratados. Em relação aos usuários com captação individual de água bruta para fins de abastecimento humano, foi considerado o mesmo abatimento das cargas sem coleta e sem tratamento.

Para fins de simplificação da simulação da qualidade da água, assumiu-se o lançamento dos esgotos urbanos em corpos hídricos afluentes ao rio dos Sinos é de forma pontual em cada município, com concentração determinada a partir do cálculo da média ponderada apresentada na equação (17).

$$C_{efl} = \frac{\sum Q_n \cdot C_n}{Q_{total}} \quad (17)$$

Onde:

C_{eff} : Concentração final do efluente lançado [mg/L];

Q_n : vazão de lançamento do efluente, de acordo com a situação de coleta e tratamento (neste caso, com coleta e tratamento, sem coleta e sem tratamento e com solução individual) [m³/s];

C_n : concentração do efluente, de acordo com a situação de coleta e tratamento (neste caso, com coleta e tratamento, sem coleta e sem tratamento e com solução individual) [mg/L];

Q_{total} : vazão total de efluentes lançada [m³/s];

O Quadro 6.23 apresenta as concentrações finais dos efluentes para os municípios em que foi considerado lançamento de esgotos devido à identificação de captação de água bruta para abastecimento público e efluentes provenientes do abastecimento individual.

Quadro 6.23 – Concentração dos efluentes urbanos considerados na simulação da qualidade da água.

Lançamentos urbanos	Concentração dos efluentes lançados (mg/L)								
	OD	DBO	N orgânico	N amon.	Nitrito	Nitrato	P orgânico	P inorgânico	Colif.*
Campo Bom	0,00	160,52	20,72	26,64	0,00	0,00	1,78	4,14	1,00E+09
Esteio	0,00	150,06	19,28	25,13	0,00	0,00	1,69	3,94	1,00E+08
Novo Hamburgo	0,00	138,29	19,60	25,31	0,00	0,00	1,69	3,95	1,00E+08
Parobé	0,00	155,10	20,49	26,34	0,00	0,00	1,76	4,10	1,00E+09
Rolante	0,00	102,80	18,24	23,45	0,00	0,00	1,56	3,65	1,00E+09
Santo Antônio da Patrulha	0,00	105,30	18,35	23,59	0,00	0,00	1,57	3,67	1,00E+09
Taquara	0,00	131,27	19,46	25,02	0,00	0,00	1,67	3,89	1,00E+09
Três Coroas	0,00	90,41	17,71	22,77	0,00	0,00	1,52	3,54	1,00E+09
Usuários individuais	0,00	187,50	21,88	28,13	0,00	0,00	1,88	4,38	1,00E+09

* Coliformes termotolerantes em NMP/100 mL.

Fonte: elaboração própria, 2023.

Para o usuário industrial foi considerado o abatimento de cargas de acordo com os parâmetros mínimos exigidos pela legislação. Em relação aos irrigantes, o lançamento ocorre de forma difusa e não é de conhecimento o controle destas cargas na bacia do rio dos Sinos para que fosse possível estimar um percentual de redução das concentrações.

6.6 Funções econômicas de benefício e custo

O benefício econômico total, que corresponde à receita gerada ao usuário pela produção de um bem ou serviço, foi calculado para cada usuário, nos dois cenários

de simulação, de acordo com as curvas de benefício econômico representadas pela equação (18)

$$B(X_{i,n}) = a_i \cdot (X_{i,n})^2 + b_i \cdot (X_{i,n}) \quad (18)$$

Onde:

$X_{i,n}$: vazão captada pelo usuário i no trecho n [m^3/s];

$B(X_{i,n})$: benefício total do usuário i no trecho n [R\$];

a_i : coeficiente da função do usuário i [R\$.s²/m⁶];

b_i : coeficiente da função do usuário i [R\$.s/m³].

Os coeficientes a_i e b_i devem ser estimados para a área de estudo, conforme características econômicas de produção, emprego de insumos, preço de insumos e produtos produzidos pelo usuários. Essa análise requer uma modelagem econômica específica que foge ao escopo do presente trabalho, por questões de limitação de tempo. Dessa forma, foram empregados resultados de outros trabalhos que empregaram modelos econômicos calibrados para as condições do Rio Grande do Sul, incluindo a determinação do valor econômico da água para a agricultura irrigada em Mattiuzi et al. (2022) e para o uso industrial em Dalcin e Marques (2020). Este último estimou funções de benefício econômico da água na Bacia do Rio dos Sinos, com valores de coeficientes apresentados no Quadro 3, os quais foram adotados para o presente estudo.

Para o setor irrigante, Dalcin e Marques (2020) tomaram como premissa que, à medida que o setor cresce, novos usuários entram no sistema com condições menos favoráveis, como solos menos produtivos e à uma distância maior do curso hídrico. Isso leva à diminuição da disposição a pagar pela água, bem como os benefícios marginais. Neste caso, a curva do setor irrigante pode ser representada por uma função de benefícios marginais líquidos decrescentes, que considera a estimativa de expansão da área de cultivo pela taxa de referência de uso da água. Para isso, foi considerada a previsão de expansão do cultivo de arroz com base no Atlas Federal de Irrigação (ANA, 2017a) e a taxa de referência de uso de água apresentada no Plano de Bacia, igual a 8.500 m³/ha/safra.

Os coeficientes de benefício total para o abastecimento público foram determinados pelo método de *point expansion*, considerando-se que novos usuários entram no sistema dispostos a pagar tanto quanto os outros, uma vez que o

abastecimento público de água é um monopólio e os usuários não possuem outra alternativa significativa. Dalcin e Marques (2020) inferiram uma função de demanda empírica a partir de um ponto de quantidade-preço observado e uma elasticidade preço assumida. A tarifa residencial básica da CORSAN em 2018 (5,21 R\$/m³) foi adotada como ponto de quantidade-preço observado, uma demanda correspondente de 3,57 m³/s (mesma adotada no Plano da Bacia) e uma elasticidade-preço de -0,4 (MAGALHÃES, 2016 apud DALCIN E MARQUES, 2020). A função de benefício foi obtida aplicando-se o método apresentado em Griffin (2006).

Destaca-se que a curva de benefício total para a indústria foi obtida com base em um único tipo de indústria tomada como referência, de forma que a extrapolação para a bacia inteira poderia causar uma **superestimação do valor da água** para a indústria e afetar as soluções de alocação de água (DALCIN; MARQUES, 2020). Desta forma, Dalcin (2019) propôs a utilização da curva de benefício total igual a **25% do valor da original**, que foi igualmente adotada para o presente estudo e que está na mesma ordem de magnitude da contribuição desse tipo de indústria no PIB da Bacia do Rio dos Sinos.

O Quadro 6.24 apresenta os coeficientes adotados para o cálculo do benefício econômico para cada usuário. O coeficiente *a* multiplica a vazão ao quadrado na equação e é negativo para todos os usuários, sendo, portanto, um coeficiente que reduz o benefício econômico do usuário. Para o presente estudo o coeficiente *a* adotado varia de $-3,49 \times 10^{-9}$ (irrigação) a $-1,23 \times 10^{-7}$ R\$.s²/m⁶ (indústria). Por outro lado, o coeficiente *b* é maior para indústria, 39 R\$.s/m³, e menor para irrigação, 0,479 R\$.s/m³, tendo valor positivo para todos os usuários e multiplicando a vazão. Os valores dos coeficientes para abastecimento urbano são intermediários a estes, sendo $a = -1,41 \times 10^{-7}$ R\$.s²/m⁶ e $b = 13,03$ R\$.s/m³.

Quadro 6.24 – Coeficientes utilizados para cálculo do benefício econômico de cada usuário da bacia.

Usuário	a	b
1 – irrigante	$-3,49 \times 10^{-9}$	0,479
2 – abastecimento urbano	$-1,41 \times 10^{-7}$	13,03
3 – industrial	$-1,23 \times 10^{-7}$	39

Fonte: Dalcin, 2019.

Em relação aos custos de tratamento de esgotos foi considerado que no cenário atual há custos de coleta e tratamento de acordo com os percentuais apresentados

no Quadro 6.22, sendo desconsiderados custos apenas de coleta sem tratamento. Para o cenário otimizado admitiu-se que 80% dos efluentes do abastecimento urbano e da indústria seriam coletados e tratados. O valor utilizado como referência é de 3,14 R\$/m³ de efluente coletado e 4,40 R\$/m³ de efluente tratado, com base na tarifa básica da tabela tarifária de julho de 2022 da CORSAN (2022). Foi realizado o cálculo simples de vazão vezes custo, entretanto, sabe-se que o sistema tarifário é mais complexo, com variações de acordo com a área comercial, valores diferentes para tarifas sociais, entre outros.

Além dos custos de coleta e tratamento, o cenário otimizado inclui os custos da remoção de fósforo total, uma vez que os padrões de enquadramento são bastante restritivos e cada vez mais encontra-se problemas na água relacionados ao excesso de fósforo, como a eutrofização. A função do custo é dada pela carga a ser tratada (W_T) multiplicada pelo custo de tratamento por quilograma de fósforo removido. Geralmente são encontrados estudos que avaliam o custo de tratamento por m³ de efluente, entretanto, a concentração pode variar no volume do efluente, sendo mais interessante, para o caso deste estudo, o custo por carga de fósforo removida.

Utilizou-se como base o estudo de Jiang et al. (2005), que avaliou os custos de remoção de fósforo para cinco diferentes capacidades de plantas de tratamento e três alternativas de tratamentos: (a) lodo ativado com adição de produtos químicos, (b) arranjo anóxico/óxico do processo de lodo ativado e (c) processo anaeróbico/aeróbico/óxico do processo de lodos ativados.

Os custos estimados por Jiang et al. (2005) incluem custos de operação e manutenção das plantas e os investimentos necessários para a adaptação de sistemas de lodos ativados já implantados, não abrangendo, portanto, custos de instalações das plantas de lodos ativados. Os custos de operação e manutenção incluem custos de energia, produtos químicos, disposição do lodo, mão de obra, manutenção e seguro.

Os resultados apresentados no estudo variam de acordo com a concentração máxima de fósforo do efluente a ser tratado e a capacidade de tratamento diário da planta. No presente estudo, foi considerada uma planta com concentração máxima de fósforo igual a 2 mg/L e vazão de 1 MGD (1 milhão de galão por dia (MGD) \approx 43,81 L/s), obtendo-se como referência o custo de 30,80 USD/kg fósforo total removido,

equivalente a 153,38 R\$/kg, considerando a taxa de câmbio R\$ 4,98/USD, em 27 de abril de 2023.

6.7 Análise dos trade-offs como subsídio para a implementação dos instrumentos de gestão

6.7.1 Análise comparativa dos cenários e processo decisório

Os resultados do modelo hidroeconômico de integração consistem em valores para as funções objetivo e variáveis de decisão que perfazem a fronteira de Pareto, ou seja, o lugar geométrico dos pontos no qual já não é mais possível obter ganhos em um objetivo sem sacrificar o desempenho do outro objetivo (trade-offs). As soluções das funções objetivo que compõem a Fronteira de Pareto representam diferentes possibilidades tanto de alocar a água para usos econômicos na bacia quanto de manter menores concentrações de fósforo nos corpos hídricos.

A partir dessas soluções é possível analisar os trade-offs, isto é, sacrifícios no desempenho de um dos objetivos para se obter ganhos no outro objetivo. Também importante, a determinação da fronteira de Pareto é útil para avaliar se a alocação atual da água na bacia é ainda uma solução *dominada*. Esse é o caso no qual a solução se localiza fora da fronteira, sendo possível ganhos de desempenho em ambos os objetivos. A Figura 6.7 ilustra as variáveis na fronteira de Pareto, enquanto na Figura 6.8 é apresentada uma possibilidade para sair da solução dominada e direção à uma solução da fronteira de Pareto.

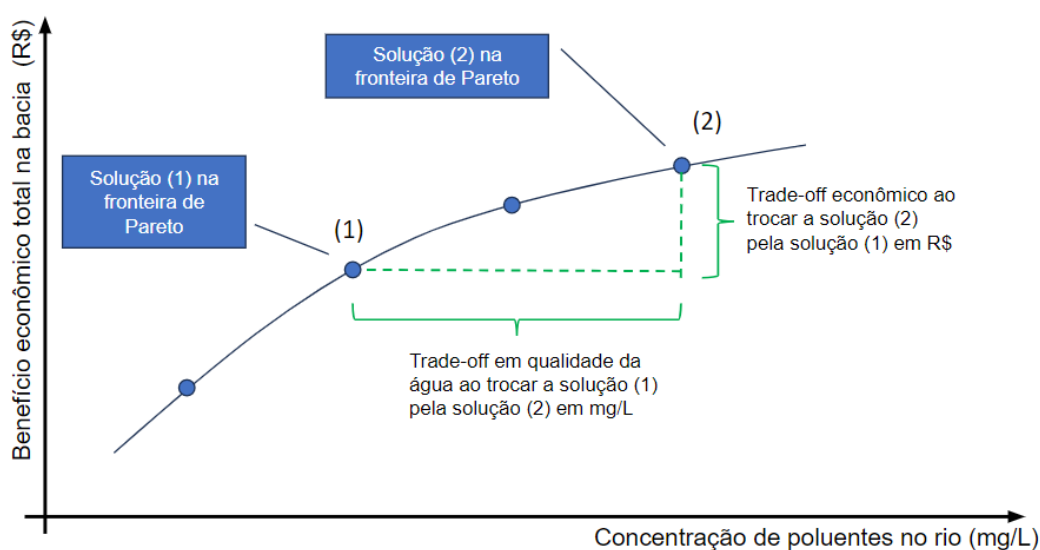


Figura 6.7 – Representação esquemática da fronteira de Pareto. (Fonte: Elaboração própria, 2023)

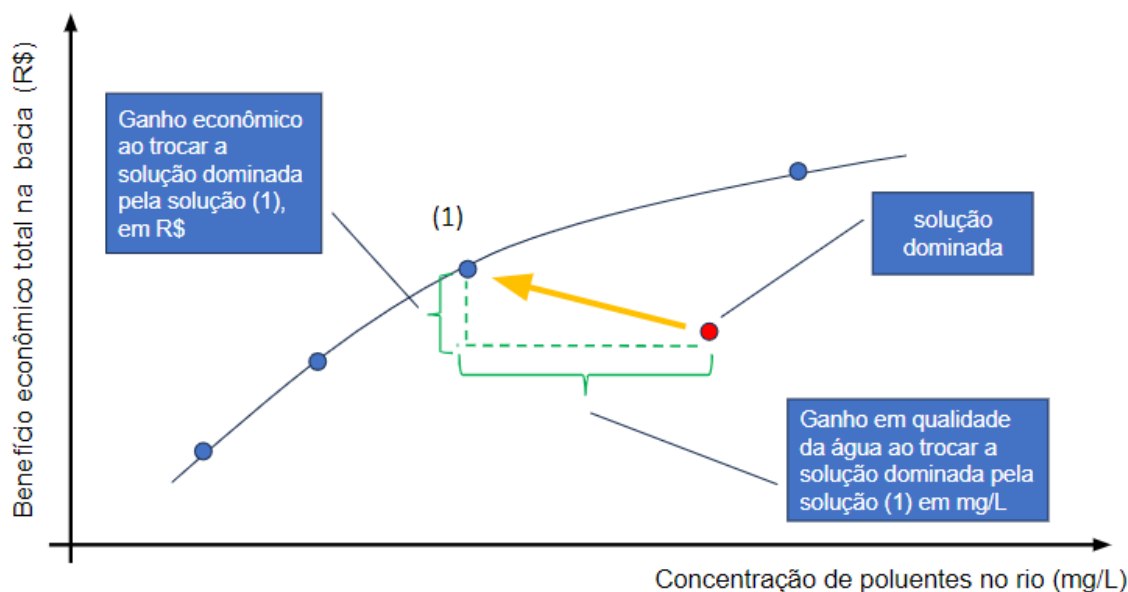


Figura 6.8 – Exemplo de solução dominada e possibilidade de trade-offs. (Fonte: Elaboração própria, 2023)

A escolha pela priorização dos objetivos depende da política hídrica pactuada pelos usuários e gestores da água na bacia. Essa é uma decisão obtida a partir de um processo descentralizado e participativo, realizado de preferência durante a elaboração ou atualização dos planos de bacia, tendo o comitê de bacias como protagonista do processo. Enquanto os resultados aqui estudados podem contribuir para tornar o processo de pactuação mais transparente e amparado em fundamentação técnico-científica, os mesmos não irão, sozinhos, determinar a melhor solução para bacia, uma vez que essa depende das preferências, valores e percepção dos usuários. Cada política apresenta diferentes vazões outorgadas para cada usuário e resultam em distintas concentrações de fósforo nos corpos hídricos, que permitem a verificação do distanciamento das metas de enquadramento de acordo com as políticas hídricas.

Para a análise comparativa entre o cenário atual e o cenário otimizado, é realizada a escolha de duas soluções da Fronteira de Pareto, sendo uma com maiores benefícios econômicos e outra com melhor qualidade da água, verificando-se as seguintes diferenças em relação ao cenário atual:

- Vazões outorgadas por usuários e trecho;
- Carga tratada por trecho;
- Concentração de fósforo por trecho e equivalência ao enquadramento;

- Benefício econômico por usuário e trecho;
- Funções objetivo;
- Viabilidade das alocações de água realizadas pelo modelo.

6.7.2 Lógica de análise e discussão para identificação de critérios para a cobrança pelo uso e lançamento

A proposta de cálculo dos valores da cobrança segue as mesmas premissas de Kuele (2019), que visa obter valores de preço público unitário (PPU) que representem as externalidades geradas pelos usuários, de forma a induzir o uso racional e o tratamento de esgotos adequado para manter a qualidade da água de acordo com as metas de enquadramento. A seguir, é proposta uma lógica para a análise e discussão com vistas a produzir critérios para a cobrança pela captação e consumo de água bruta e pelo lançamento de efluentes. A lógica proposta busca mostrar como incorporar ao processo decisório de determinação da cobrança a informação produzida pelo modelo hidroeconômico, sendo organizada nos seguintes passos:

- **Passo 1:** execução do modelo hidroeconômico para identificação da fronteira de Pareto (cenário otimizado) no mapa de soluções possíveis, considerando os objetivos de maximização dos benefícios econômicos e redução na concentração de poluentes;
- **Passo 2:** identificação da situação atual (cenário atual) da bacia no mapa de soluções possíveis. A alocação vigente na bacia, por meio dos usos já outorgados, bem como a qualidade da água, representa uma dentre várias soluções possíveis de uso da água. O quão “boa” é essa solução? Esse passo implica em, a partir dos valores atualmente outorgados e lançados, calcular o benefício econômico total e a concentração atual (valores médios). A partir desse passo determina-se a situação atual é uma solução dominada;
- **Passo 3:** Definição do objetivo que se pretende alcançar, seja em termos de metas de redução em captações de água por determinados usos ou de redução na concentração de efluentes. Isso significa escolher qual solução na fronteira de Pareto (cenário otimizado) será escolhida para substituir a solução atual, caso essa última tenha sido identificada como solução dominada. Sem esse objetivo definido, a cobrança pelo uso da água perde uma referência importante, tornando o processo de definição dos valores cobrados desconectado do objetivo de racionalização do uso, o que dificulta a tarefa de

justificar os valores cobrados aos usuários. Como discutido na seção anterior, existem diferentes possibilidades (diferentes soluções otimizadas) disponíveis, conforme ilustrado pela fronteira de Pareto. O passo 3 envolve a realização de exercícios de análise com os usuários para a discussão sobre os trade-offs envolvidos e escolha da solução otimizada que melhor reflete as expectativas e demandas dos usuários da bacia quanto ao acesso à água e melhoria na sua qualidade;

- **Passo 4:** Determinação dos subsídios para a cobrança pela água bruta (captação e lançamento). A partir de um objetivo proposto no passo 3, o passo 4 irá determinar valores de referência para a cobrança. Os passos 4 e 3 se intercalam em um processo iterativo de discussão e negociação. Conforme os resultados obtidos no passo 4, pode-se retornar ao passo 3 e redefinir os objetivos de redução em captações e lançamentos em discussão com os usuários. O passo 4 é detalhado a seguir.

6.7.2.1 Valores econômicos da água pela captação de água bruta

Para a definição de critérios para a estimativa de um valor de preço público unitário para a cobrança são utilizados os benefícios econômicos resultantes do uso da água para cada trecho e usuário. Cada cenário modelado, tanto o cenário atual quanto o cenário otimizado, produzem como resultado um benefício econômico total e soluções de uso da água (quantidades outorgadas). A diferença é que como o cenário otimizado possui em sua função objetivo (Equação (15)) os custos de tratamento e remoção de fósforo, o resultado produzido por esse cenário já internaliza o custo das externalidades⁸, o que normalmente está associado também ao uso de uma menor quantidade de água.

Esse raciocínio é explicado pela análise da condição de equimarginalidade apresentada na Figura 6.9, que considera os custos marginais privados (CMP) e custos marginais sociais (CMS) comparados aos benefícios marginais (BM) do uso da água, explicados no item 3.3. O objetivo da cobrança nesse contexto é induzir alterações nos usos da água para os três tipos de usuários modelados que resultem

⁸ Existem várias externalidades associadas ao uso da água. No presente caso, cujo contexto é um trabalho de mestrado, optou-se por focar a poluição hídrica com nutrientes, cujo custo de internalização é o investimento adicional na coleta e tratamento de efluentes.

em uma alocação semelhante àquela refletida na solução modelo hidroeconômico, que foi escolhida dentre as soluções possíveis da fronteira de Pareto, conforme o Passo 3. Isso significa induzir uma redução (ΔQ) na quantidade outorgada aos diferentes usuários por meio da aplicação de um incremento (ΔP) no valor marginal (custo) da água para os mesmos. Como consequência, há também um aumento no valor marginal da água para os usuários ($BM_{\text{social}} > BM_{\text{privado}}$) uma vez que valor da água utilizada sob condições que reduzem as externalidades da poluição (equilíbrio ótimo sob o ponto de vista social) traz consigo os custos dessa internalização.

Por questões de simplificação, o termo “usuários” aqui se refere não a usuários individuais, mas sim ao agrupamento de usuários de um mesmo setor, em um mesmo trecho de rio.

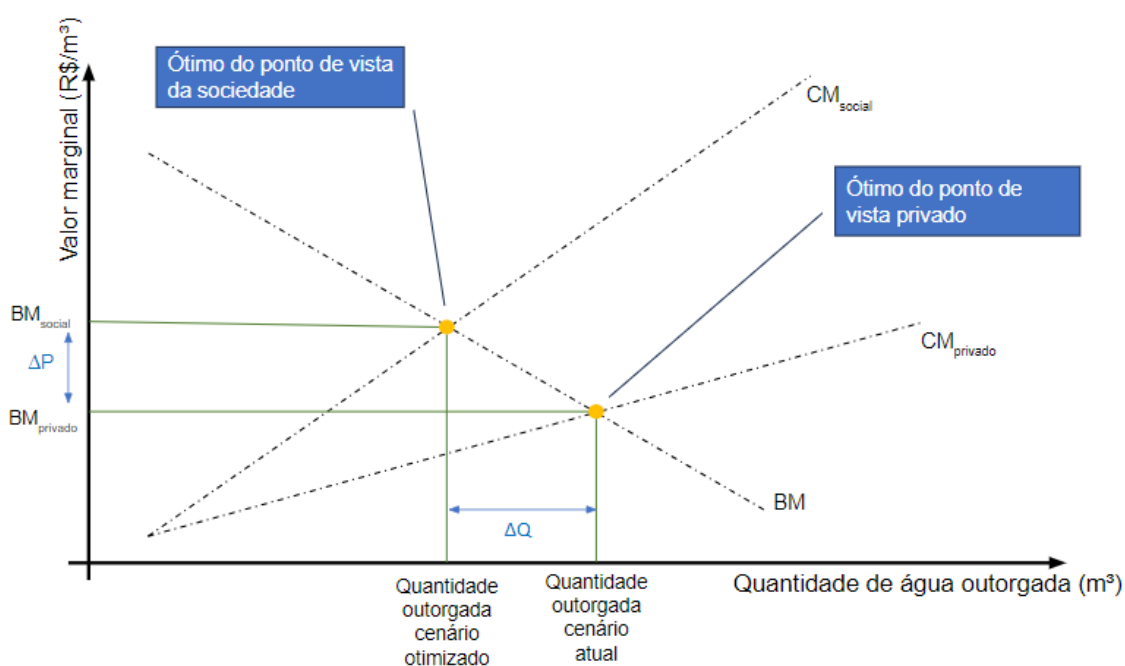


Figura 6.9 - Condições ótimas de outorga de uso da água sob o ponto de vista social e privado. (Fonte: elaboração própria, 2023).

A maior dificuldade para aplicar a teoria econômica exposta em um caso prático reside na determinação precisa de funções de benefício marginal privado e social para cada grupo de usuários em um dado setor. Frequentemente essas funções são desconhecidas (indicadas em linha pontilhada na Figura 6.9), assim como os

benefícios marginais (social e privado) necessários para a determinação do valor ΔP que irá embasar a cobrança.

No presente trabalho, essa dificuldade é contornada empregando os resultados do modelo hidroeconômico, que incluem os valores outorgados (alocados) e os benefícios totais para grupo de usuários em um dado setor e cada trecho da bacia. A premissa adotada é que o resultado de benefícios total (BT) para um dado usuário em um dado trecho de rio pode ser aproximado pela integral (soma) sob a curva de benefícios marginais, entre zero e o ponto equivalente à quantidade outorgada a esse grupo de usuários. A Figura 6.10 ilustra esse conceito para o equilíbrio ótimo sob o ponto de vista privado, para o qual o benefício total (BT) é representado pela área BT_{atual} . A premissa é que a alocação de outorgas em vigência na bacia se aproxima de uma condição de equilíbrio ótimo sob o ponto de vista privado, uma vez que há a presença de altos níveis de poluição, baixos índices de coleta e tratamento de efluentes e a ausência de mecanismos efetivos de sinalização da escassez da água. Os custos impostos pela poluição não fazem parte da contabilidade privada (individual) de casa usuário, podendo ser classificados como externalidades.

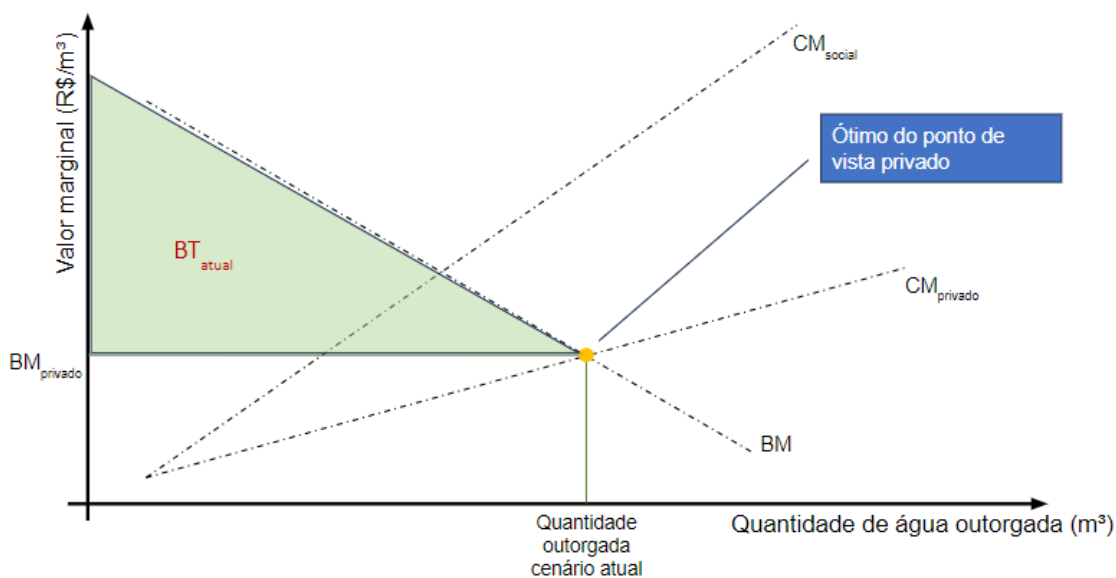


Figura 6.10 - Benefício econômico total e quantidade de água alocada. (Fonte: elaboração própria, 2023).

Ao executar o modelo hidroeconômico para o cenário otimizado, obtém-se, de forma análoga, o benefício total social ($BT_{\text{otimizado}}$) para cada grupo de usuários em um dado setor e trecho do rio, além das respectivas quantidades de água outorgadas a esses usuários nos trechos (Figura 6.11). Nesse ponto, verifica-se que a diferença

entre os benefícios totais para o equilíbrio ótimo privado (BT_{atual}) e o equilíbrio ótimo social ($BT_{\text{otimizado}}$) é dada pela área ΔBT , que pode ser empregada para a estimativa de ΔP para cada grupo de usuários em um dado setor em cada trecho de rio.

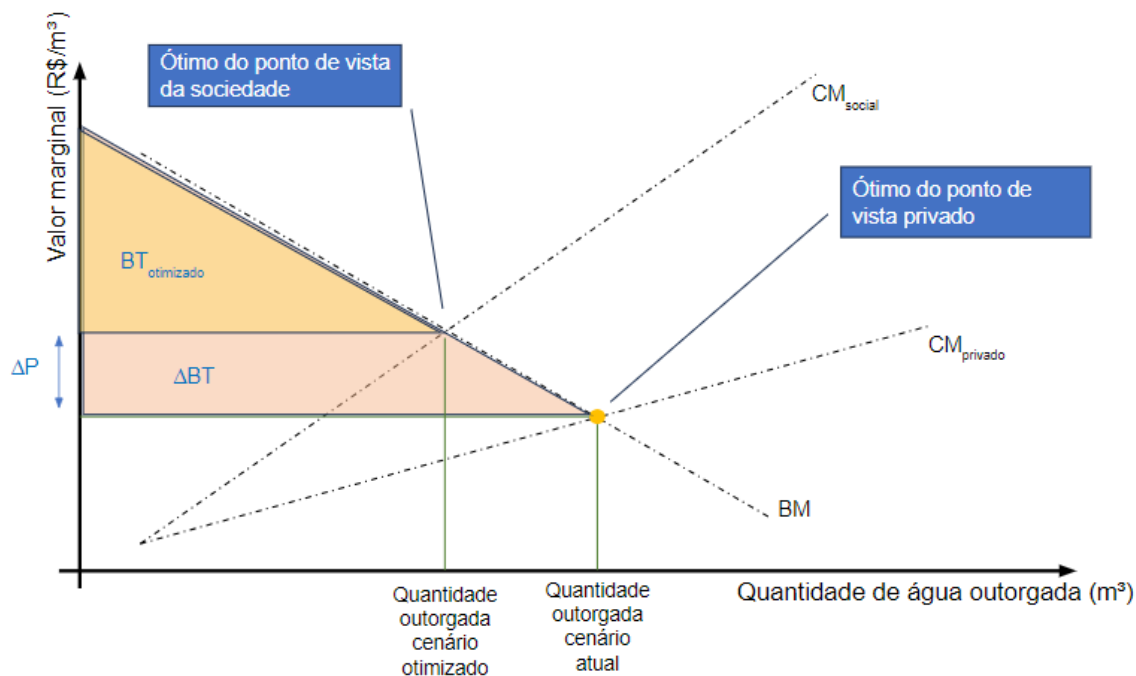


Figura 6.11 – Diferença entre benefícios totais para a determinação de ΔP . (Fonte: elaboração própria, 2023).

Como existem diferentes soluções possíveis na fronteira de Pareto e o presente trabalho não aborda o processo de discussão e negociação proposto no Passo 3, é necessário escolher uma solução. Neste estudo, para a determinação dos critérios para a estimativa de um valor de preço público unitário para a cobrança, optou-se pela escolha de uma solução otimizada da fronteira de Pareto (Passo 3) na qual o somatório dos benefícios econômicos de todos os grupos de usuários (benefício econômico total da bacia - BTB) seja o mais próximo possível do benefício econômico total da bacia para o cenário atual, porém com alocações de outorgas, e benefícios totais (BT) diferentes entre de grupos de usuários.

Tomando como referência a explicação da Figura 6.9, isso significa o deslocamento de uma solução dominada, fora da fronteira de Pareto, para uma solução na fronteira conforme indica a Figura 6.12. Essa escolha é também a que resulta na maior redução possível na concentração de poluentes no rio, indicada como

ΔC na Figura 6.12, porém mantendo o mesmo Benefício Econômico Total da Bacia (BTB), ou seja, sem produzir trade-offs econômicos.

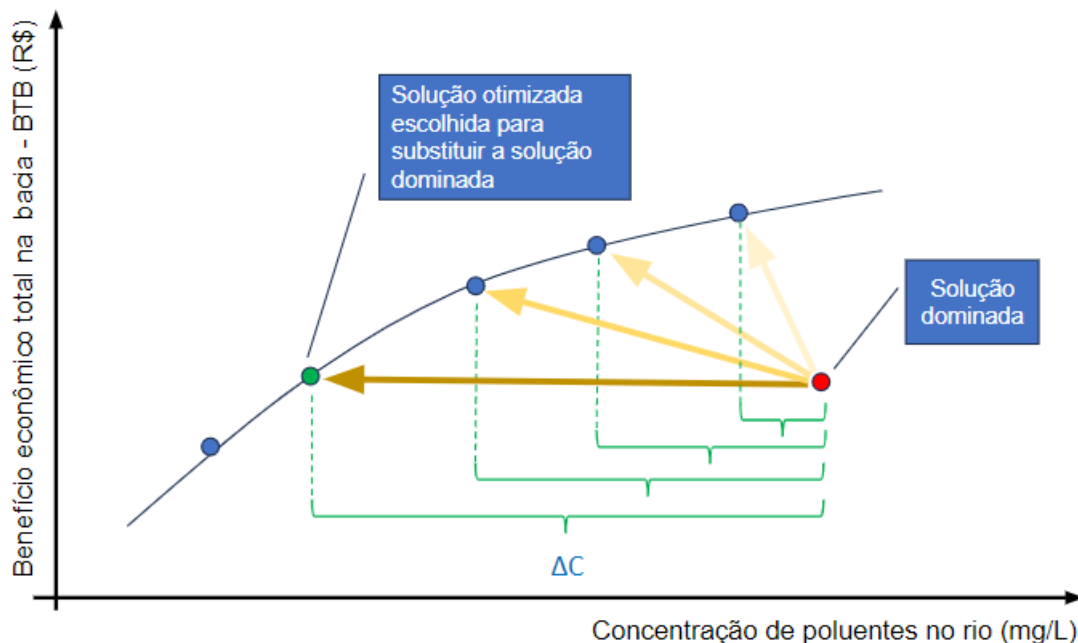


Figura 6.12 – Ilustração da lógica adotada para a escolha da solução na fronteira de Pareto. (Fonte: elaboração própria, 2023).

A lógica por trás dessa escolha é que se evita abordar a discussão sobre aumento nos ganhos econômicos totais para a bacia (ao mantê-los iguais entre a solução dominada e a solução escolhida na fronteira de Pareto) que envolve outros aspectos fora do escopo do presente trabalho (como qual o nível de ganho considerado ideal e como esses ganhos seriam distribuídos entre usuário de água). Destaca-se, contudo, que os ganhos entre diferentes grupos de usuários ainda podem variar, o que é um aspecto que requer discussão. Definidos esses conceitos e lógica, os próximos passos detalham o procedimento de cálculo para determinação do ΔP .

O primeiro procedimento envolve o cálculo da diferença entre os benefícios totais do cenário atual e do cenário otimizado (ΔBT), conforme ilustrado na Figura 6.11, para cada trecho de rio e setor usuário, conforme Equação (19).

$$(\Delta BT)_{n,i} = (BT_{atual})_{n,i} - (BT_{otimizado})_{n,i} \quad (19)$$

Onde:

$(\Delta BT)_{n,i}$: Diferença entre o benefício econômico total obtido o cenário atual e para o cenário otimizado na sub-bacia n , para o grupo de usuários i (R\$/ano);

$(\Delta BT_{\text{atual}})_{n,i}$: Benefício econômico total obtido para o cenário atual no trecho n , para o grupo de usuários i (R\$/ano);

$(BT_{\text{otimizado}})_{n,i}$: Benefício econômico total obtido para o cenário otimizado no trecho n , para o grupo de usuários i (R\$/ano).

Conhecendo o valor de $\Delta BT_{n,i}$ (Equação (19)), pode-se estimar o incremento no valor marginal da água para o grupo de usuários no setor i e sub-bacia n ($\Delta P_{n,i}$) igualando o $\Delta BT_{n,i}$ calculado à área indicada na Figura 6.11. Para valores pequenos de ΔBT essa área se aproxima à área de um trapézio. Com os valores das quantidades outorgadas aos usuários do grupo i e sub-bacia n no cenário atual $(Q_{\text{atual}})_{n,i}$ e no cenário otimizado $(Q_{\text{otimizado}})_{n,i}$ são conhecidas, pode-se isolar o termo ΔP conforme a Equação (20).

$$(\Delta P)_{n,i} = 2 \times \frac{(\Delta BT)_{n,i}}{(Q_{\text{atual}})_{n,i} + (Q_{\text{otimizado}})_{n,i}} \quad (20)$$

Onde:

$(\Delta P)_{n,i}$: Diferença entre o benefício marginal no cenário atual e no cenário otimizado atual no trecho n , para o grupo de usuários i (R\$/m³);

$(\Delta BT)_{n,i}$: Diferença entre o benefício econômico total obtido no cenário atual e no cenário otimizado atual no trecho n , para o grupo de usuários i (R\$/ano);

$(Q_{\text{atual}})_{n,i}$: Vazão captada no cenário atual, no trecho n , pelo grupo de usuários i (m³/ano);

$(Q_{\text{otimizado}})_{n,i}$: Vazão captada no cenário otimizado, no trecho n , pelo grupo de usuários i (m³/ano).

A diferença entre o benefício marginal $(\Delta P)_{n,i}$ do cenário atual e do cenário otimizado reflete o aumento no valor econômico da água devido à internalização dos custos de poluição. Esse valor serve de referência para a determinação de valores para a cobrança pelo uso da água, capazes de induzir a migração do ponto de equilíbrio do cenário atual (que engloba apenas os custos privados - CMP) para o ponto em que os custos marginais sociais (CMS) são considerados. Uma vez que a cobrança atual é inexistente (zero), o $(\Delta P)_{n,i}$ se aproxima do valor unitário da cobrança pelo uso da água (captação).

Por fim, o valor de referência para a cobrança proposta pela captação de água bruta na Bacia do Rio dos Sinos é dado pela equação (21):

$$(Valor_{cap})_{n,i} = (Q_{cap})_{n,i} \times (k_1)_{n,i}, \text{ sendo } k_1 = \Delta P \quad (21)$$

Onde:

$(Valor_{cap})_{n,i}$: Valor final da cobrança pela captação de água bruta na sub-bacia n , pelo usuário i (R\$/ano);

$(Q_{cap})_{n,i}$: Vazão captada pelo usuário na sub-bacia n , pelo usuário i (m³/ano);

$(k_1)_{n,i}$: Valor unitário cobrado por vazão captada na sub-bacia n , pelo grupo de usuários i (R\$/m³).

Como pode-se verificar, a metodologia proposta permite a determinação de valores que se diferenciam conforme não apenas o tipo de usuário, mas também o trecho do rio (sub-bacia) e especialmente o objetivo pré-definido (ponto na fronteira de Pareto). Trata-se de um avanço na metodologia de cobrança que torna possível a consideração de vários dos mecanismos para a definição dos valores de cobrança propostos na Resolução CNRH N° 48/2005, Art. 7° (MMA; CNRH, 2005):

- Características físicas, químicas e biológicas da água;
- Localização do usuário na bacia;
- Finalidade a que se destinam;
- Condições técnicas, econômicas, sociais e ambientais existentes;

6.7.2.2 Valores econômicos da água pelo consumo de água bruta

Em relação à cobrança pelo consumo de água, é importante inicialmente definir a vazão consumida pelos setores usuários, que é dada pela diferença entre a vazão captada e a vazão lançada, conforme equação (22).

$$Q_{cons} = (Q_{cap} - Q_{lanç}) \quad (22)$$

Onde:

Q_{cons} : Vazão consumida pelo usuário (m³/ano);

Q_{cap} : Vazão captada pelo usuário (m³/ano);

$Q_{lanç}$: Vazão lançada pelo usuário (m³/ano).

A vazão captada corresponde àquela disponível pelo SIOUT, enquanto a lançada é obtida pela multiplicação desta vazão por um coeficientes de retorno fixo, definido para cada setor usuário, conforme os percentuais apresentados no Quadro 6.18.

É importante considerar que, caso o usuário aumente a vazão consumida e mantenha uma mesma vazão captada, consumirá uma vazão que seria destinada para retorno ao corpo hídrico, afetando o balanço hídrico da bacia. Ou seja, o ideal é que o usuário possa reduzir a vazão captada e aumentar a eficiência do consumo. Desta forma, é proposta a equação (23) para a cobrança pelo consumo de água bruta (KUELE, 2019):

$$(Valor_{cons})_{n,i,t} = (Q_{cons})_{n,i,t} \times (k_2)_{n,i,t}, \quad (23)$$

$$\text{sendo } \begin{cases} k_2 = k_1, \text{ se } (Q_{cons})_{n,i} > (Q_{cap\ out} - Q_{lan\ç\ out})_{n,i} \\ k_2 = 0, \text{ se } (Q_{cons})_{n,i} \leq (Q_{cap\ out} - Q_{lan\ç\ out})_{n,i} \end{cases}$$

Onde:

- $(Valor_{cons})_{n,i}$: Valor final da cobrança pelo consumo de água bruta na sub-bacia n , pelo usuário i (R\$/ano);
- $(Q_{cons})_{n,i}$: Vazão consumida na sub-bacia n , pelo usuário i (m³/ano);
- $(k_2)_{n,i}$: Valor unitário cobrado por vazão consumida na sub-bacia n , pelo usuário i (R\$/m³);
- $(Q_{cap\ out})_{n,i}$: Vazão captada outorgada para o setor usuário na sub-bacia n , pelo usuário i (m³/ano);
- $(Q_{lan\ç\ out})_{n,i}$: Vazão lançada outorgada para o setor usuário na sub-bacia n , pelo usuário i (m³/ano).

A cobrança pelo consumo é importante pois sinaliza ao usuário a importância do aumento da eficiência do uso da água e é, portanto, uma forma de manter o balanço hídrico da Bacia e incentivar que o usuário aumente a eficiência real da vazão consumida e, então, possa diminuir a vazão captada.

6.7.2.3 Valores econômicos da água pelo lançamento de carga orgânica

A cobrança pelo lançamento de efluentes tem como objetivo internalizar, pelos próprios usuários geradores da poluição, as externalidades de cada trecho da bacia de estudo, geradas pelo lançamento de cargas que afetam os demais usos e a vida

aquática. Essa cobrança representa, portanto, uma tarifa aplicada ao lançamento dos efluentes, baseada no princípio do poluidor-pagador ou usuário-pagador. A Figura 6.13 ilustra o conceito a partir da relação entre os custos de abatimento (redução) na poluição e os custos marginais causados pela poluição (danos da poluição). Destaca-se que o termo marginal, de uso comum na literatura da economia, significa adicional. Ou seja, custo marginal de abatimento da poluição é o custo de se reduzir a poluição em uma unidade adicional. Aqui o termo poluição⁹ se refere a qualquer presença de constituintes na água que resulte em algum custo, seja para o usuário emissor ou para a sociedade.

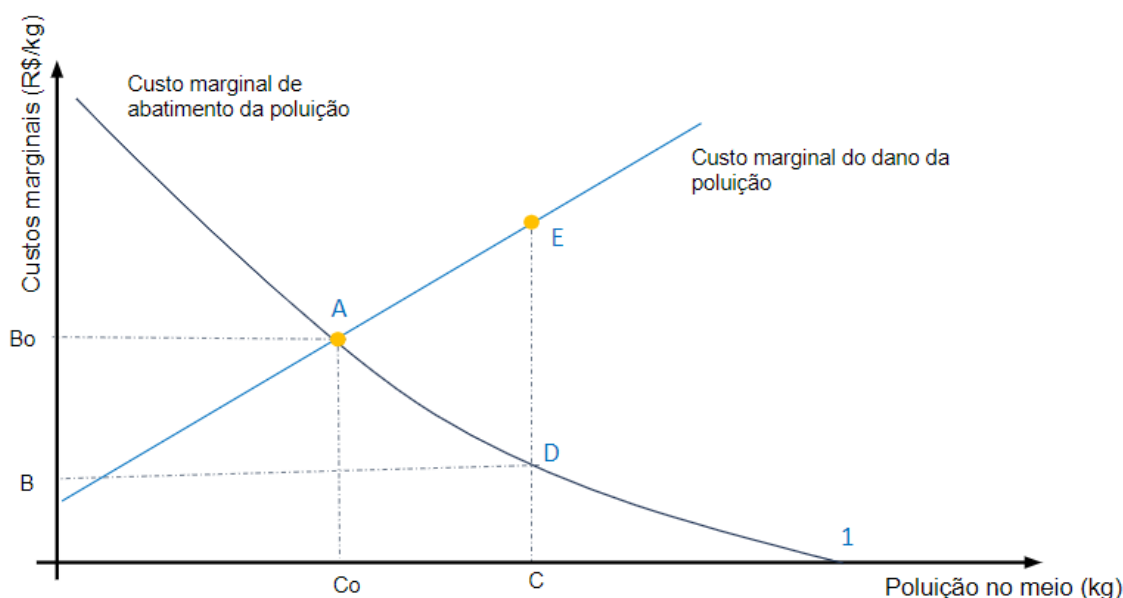


Figura 6.13 – Função de abatimento nos custos da poluição (Fonte: elaboração própria, 2023)

Como mostrado na Figura 6.13, o custo marginal de abatimento da poluição aumenta com a quantidade de poluição removida (abatida). Por essa razão, a medida em que a quantidade de poluente no meio se aproxima de zero (deslocando para a esquerda no eixo x), a função marginal de abatimento aumenta. No ponto em que o custo marginal de abatimento da poluição é igual a zero, toda a carga gerada é

⁹ Legalmente, a PNMA (Lei No 6938/91) define **poluição** como a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; afetem desfavoravelmente a biota; afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos;

lançada sem tratamento, resultando em maior quantidade de poluição presente no meio (ponto 1 na Figura 6.13).

A curva do custo marginal do dano causado pela poluição, representada na Figura 6.13, é ascendente, indicando que quanto mais poluição estiver presente no meio (deslocando para a direita no eixo x), maior será o dano causado por uma unidade adicional de poluição. O ponto “ótimo” para a quantidade de poluição no meio é aquele onde o custo de se remover mais uma unidade de poluição do meio se iguala ao dano causado por mais uma unidade de poluição, representado pelo ponto A. Nesse ponto a quantidade de poluição no meio é igual a C_0 e o custo marginal de abatimento de poluição igual a B_0 . Ao considerar apenas o dano causado ao indivíduo que emite a poluição, esse ponto é o ótimo privado.

A lógica que leva a essa conclusão é a seguinte: para qualquer ponto à esquerda de A os custos de abatimento da poluição ultrapassam os custos dos danos causados por esta. Nesse caso considera-se que alguma quantidade de constituintes (como exemplo: DBO, fósforo, nitrogênio, coliformes etc.) de poluição presente no meio é aceitável, uma vez que seria proibitivo em termos econômicos trabalhar com nível igual a zero, considerando o nível de tecnologia disponível atualmente. O resultado é um aumento progressivo no nível de constituintes (e poluição), deslocando-se para a direita no eixo x até chegar ao ponto A.

Por outro lado, para qualquer ponto à direita de A (por exemplo, o ponto D) os custos de abatimento da poluição são inferiores aos custos dos danos causados por esta. Nesse caso, considera-se que é menos oneroso reduzir a poluição do que deixá-la no meio (onde irá produzir danos). O resultado é uma redução progressiva na poluição, deslocando-se para a esquerda no eixo x até chegar ao ponto A.

Também é possível observar também que se o custo de abatimento da poluição for inferior ao custo ótimo B_0 (por exemplo, o ponto B) o resultado será uma quantidade de poluição presente no meio (C) superior à quantidade ótima C_0 . Nesse ponto, a poluição irá produzir um dano com custo igual a E, porém os custos de abatimento serão bem inferiores (iguais a D). O resultado é que um custo residual do dano igual à diferença (E-D) imposto à sociedade. Esse é o custo da poluição *não internalizado*.

Uma vez que a poluição também traz danos a outros usuários no entorno verifica-se que há um custo adicional da poluição não contabilizado pelo usuário privado. O

objetivo de uma tarifa por lançamento de poluição é corrigir os custos para o gerador da poluição, impondo a este o custo ainda não internalizado do dano da poluição (E-D) e forçando-o a reduzir as emissões de C para C_0 . Tendo em vista conceituação exposta, a seguir é apresentada a metodologia proposta para estimativa do valor econômico para lançamento de esgotos.

Considerando como base a mesma formulação teórica para obtenção dos valores de cobrança para a captação de água bruta, no caso do lançamento de efluentes os custos para remoção da carga poluidora podem ser associados às curvas de custo marginal do dano da poluição privado e social, conforme ilustrado na Figura 6.14.

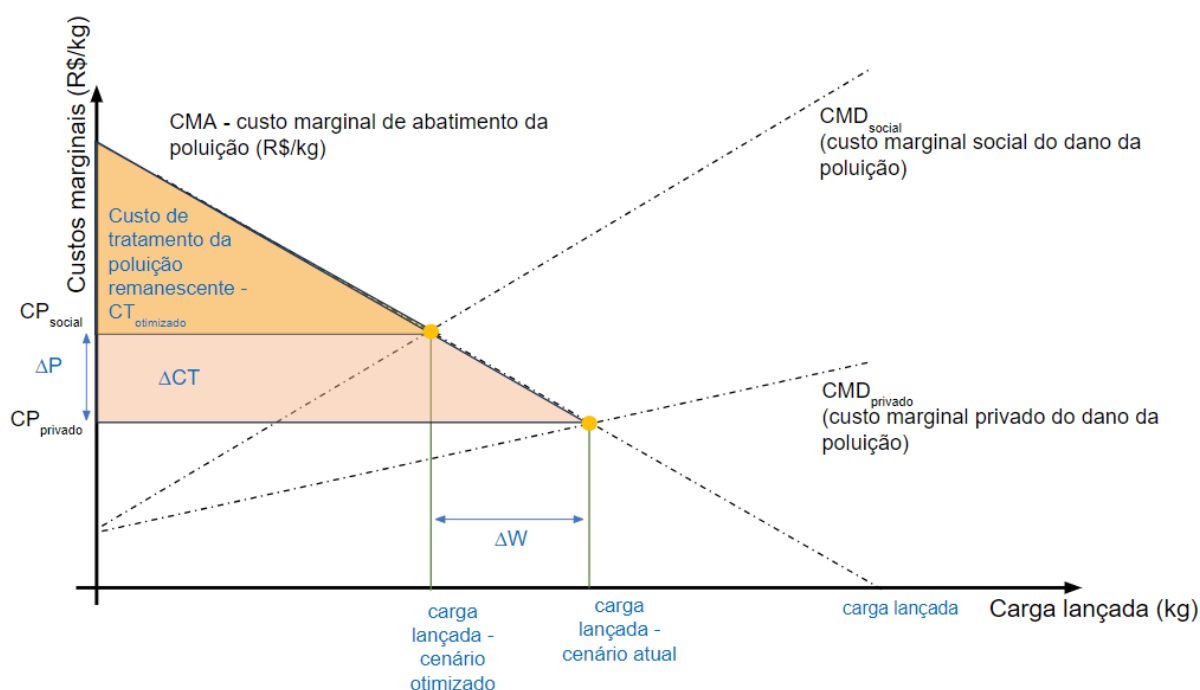


Figura 6.14 – Representação gráfica da relação entre as variáveis para obtenção de valores para a cobrança pelo lançamento de esgotos (Fonte: elaboração própria, 2023)

As áreas apontadas na Figura 6.14 indicam o custo total de tratamento da poluição remanescente sob a mesma lógica da Figura 6.13, porém agora mostrando no eixo x a carga não tratada presente no rio, em termos quantitativos, como uma representação da “poluição no meio” indicada na Figura 6.13. Verifica-se que, quanto maior é a carga não tratada no rio, menor é o custo marginal de abatimento, maior é o custo marginal do dano e maior é o custo total de tratar a poluição remanescente. Assim como na análise para cobrança pela captação, não se dispõe das curvas de custo marginal do dano social e privado, porém tem-se os valores das cargas não

tratadas (diferença entre carga produzida e carga removida) para cada trecho de rio e para ambos os cenários: atual e otimizado.

Como o cenário atual é reflexo de uma lógica de alocação da água e determinação de limites de emissão que não necessariamente contabilizam o valor econômico da água (por exemplo: municípios que não coletam e tratam o esgoto produzido), o esperado é que resulte em uma carga não tratada maior que aquela do cenário otimizado (como mostra a Figura 6.14) no qual a função objetivo considera esses custos. O resultado é então uma diferença entre os custos totais de tratamento da carga não tratada entre os dois cenários, sendo o cenário otimizado aquele com menor custo total da carga não tratada (menor passivo ambiental presente no rio).

Como o objetivo nesse ponto é induzir uma redução na quantidade de carga não tratada que melhor reflita os custos sociais dos danos da poluição, aplicou-se uma lógica semelhante à do caso anterior (cobrança pela captação). Primeiro é determinada a diferença entre os custos totais de tratamento da carga não tratada entre ambos os cenários (ΔCT na Figura 6.14). No modelo, o ΔCT_n calculado para cada trecho “n” de rio representa a quantidade de carga de fósforo presente no rio que ainda precisa ser removida para se deslocar do ótimo privado para o ótimo social.

A diferença entre os custos $(\Delta CT)_{n,i}$ necessários para remoção avançada de fósforo remanescente no cenário atual e no cenário otimizado foi calculada de acordo com a equação (24).

$$(\Delta CT)_n = (CT_{atual})_n - (CT_{otimizado})_n \quad (24)$$

Onde:

$(\Delta CT)_n$: Diferença entre os custos totais necessários para remover a carga remanescente dos cenários no trecho n (R\$);

$(CT_{atual})_{n,i}$: Custo total do tratamento avançado necessário para remover a carga remanescente no cenário atual, no trecho n (R\$);

$(CT_{otimizado})_n$: Custo total do tratamento avançado necessário para remover a carga remanescente no cenário otimizado, no trecho n (R\$).

No cenário atual o ponto de equilíbrio pode ser associado à curva de custo marginal privado, enquanto no cenário otimizado, o ponto de equilíbrio encontra-se na curva de custo marginal social (Figura 6.14). A diferença entre os custos foi então associada à área entre as curvas, conforme equação (25).

$$A = \Delta CT = \frac{(\Delta P)_n \times (W_{\text{atual}} + W_{\text{otimizado}})_n}{2} \quad (25)$$

Onde:

$(A)_n$: Área entre o cenário atual e do cenário otimizado, no trecho n (R\$);

$(\Delta CT)_n$: Diferença entre os custos de tratamento no cenário atual e no cenário otimizado, no trecho n (R\$/ano).

Desta forma, a partir da relação das variáveis com a área representada na Figura 6.14, é possível obter a diferença entre os benefícios marginais $(\Delta P)_n$ através da equação (26).

$$(\Delta P)_n = 2 \times \frac{(\Delta CT)_n}{(W_{\text{atual}} + W_{\text{otimizado}})_n} \quad (26)$$

Onde:

$(\Delta P)_n$: Diferença entre o benefício marginal no cenário atual e no cenário otimizado no trecho n (R\$/kg);

$(\Delta CT)_n$: Diferença entre os custos de tratamento no cenário atual e no cenário otimizado no trecho n (R\$/ano);

$(W_{\text{atual}})_n$: Carga de nutrientes lançada no cenário base no trecho n (kg/ano);

$(W_{\text{otimizado}})_n$: Carga de nutrientes lançada no cenário otimizado no trecho n (kg/ano).

A diferença entre os benefícios marginais $(\Delta P)_{n,i}$ do cenário atual e do cenário otimizado reflete o valor econômico da poluição, necessário para migrar do ponto de equilíbrio do cenário atual (que engloba apenas os custos privados) para o ponto em que os custos marginais sociais são considerados. Tendo em vista que a cobrança atual é inexistente (zero), o $(\Delta P)_{n,i}$ se aproxima do valor unitário da cobrança pelo lançamento de efluentes.

Portanto, o valor de referência para a cobrança proposta para o lançamento de carga de nutrientes na Bacia do Rio dos Sinos é dado pela equação (27):

$$(\text{Valor}_{\text{lanç}})_n = (W)_n \times (k_3)_n, \text{ sendo } k_3 = \Delta P \quad (27)$$

Onde:

$(\text{Valor}_{\text{lanç}})_n$: Valor de referência para a cobrança pelo lançamento de no trecho n (R\$/ano);

$(W)_n$: Carga de nutrientes lançada no trecho n (m^3 /ano);

$(k_3)_n$: Valor unitário cobrado pela carga de nutrientes lançada no trecho n (R\$/ m^3).

Sendo a carga de nutrientes dada pela equação (28):

$$(W)_n = (Q_{lan\grave{c}})_n \times (C_{nutrientes})_n \quad (28)$$

Onde:

$(W)_n$: Carga de nutrientes lançada no trecho n (m^3 /ano);

$(Q_{lan\grave{c}})_n$: Vazão lançada no trecho n (m^3 /ano);

$(C_{nutrientes})_n$: Concentração de nutrientes no efluente lançado no trecho n (m^3 /ano).

7 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A partir da aplicação da metodologia apresentada no item 6, foram obtidos os resultados apresentados a seguir. Inicialmente são mostrados os resultados da calibração do modelo de qualidade da água, essencial para tornar o modelo de otimização mais próximo da realidade. Em seguida são analisadas as soluções obtidas pelo modelo de otimização e calculados os valores de referência para a cobrança pelo uso da água na bacia hidrográfica do rio dos Sinos.

7.1 Calibração

7.1.1 Coeficientes de calibração

Os valores dos coeficientes obtidos através da calibração do modelo QUAL-UFMG são apresentados no Quadro 7.1. Em seguida, são apresentados os perfis longitudinais e as métricas utilizadas para avaliação da calibração.

Quadro 7.1. Coeficientes de calibração aplicados ao modelo QUAL-UFMG.

Coeficientes de calibração	Valores calibrados (d ⁻¹)
k1, de desoxigenação	0,30
kd, de decomposição da matéria orgânica carbonácea	0,80
ks, de sedimentação da matéria orgânica carbonácea	0,10
k2, de reaeração	1,80
koa, de conversão do nitrogênio orgânico a amônia	0,20
kan, de amônia a nitrato	0,15
knm, de nitrito a nitrato	0,10
koi, de fósforo orgânico em inorgânico	0,10
kspo, de sedimentação do fósforo orgânico	0,02
kb, de decaimento de coliformes	1,00
kso, de sedimentação do nitrogênio orgânico	0,05

Fonte: elaboração própria, 2023.

7.1.2 Perfis longitudinais e métricas

A Figura 7.1 mostra os perfis longitudinais dos parâmetros OD, DBO, nitrogênio total e fósforo total, utilizados para a calibração do modelo QUAL-UFMG, juntamente aos dados observados.

Observa-se que a modelagem do parâmetro OD tende a subdimensionar as concentrações, uma vez que os valores observados são superiores ao obtidos através do modelo. O coeficiente de correlação (r) foi calculado em 0,94, considerado com magnitude muito forte, de acordo com Quadro 6.11, enquanto o erro médio absoluto (EMA) foi de 3,08 mg/L, que indica a diferença média entre o valor observado e o modelado.

A modelagem do fósforo total e do nitrogênio total tende a produzir

concentrações superiores às observadas. Tanto o ajuste do nitrogênio total quanto do fósforo total são bons, com r de 0,91 e 0,83, respectivamente, além de EMA de -4,38 e - 0,28 mg/L. Os valores do EMA são negativos justamente pois o modelo resulta em concentrações superiores às observadas.

O ajuste obtido para a DBO foi $r= 0,58$ e $EMA= -5,44$ mg/L. Estes valores são menos satisfatórios que os demais, entretanto, isto se explica, muito provavelmente, pela falta de precisão na medição dos dados em campo. Na Figura 7.1 é possível verificar que o comportamento da DBO medida não acompanha o da OD ao longo do rio, isto é, observa-se variações nas concentrações de OD, mas o valor de DBO permanece o mesmo em diferentes pontos de monitoramento.

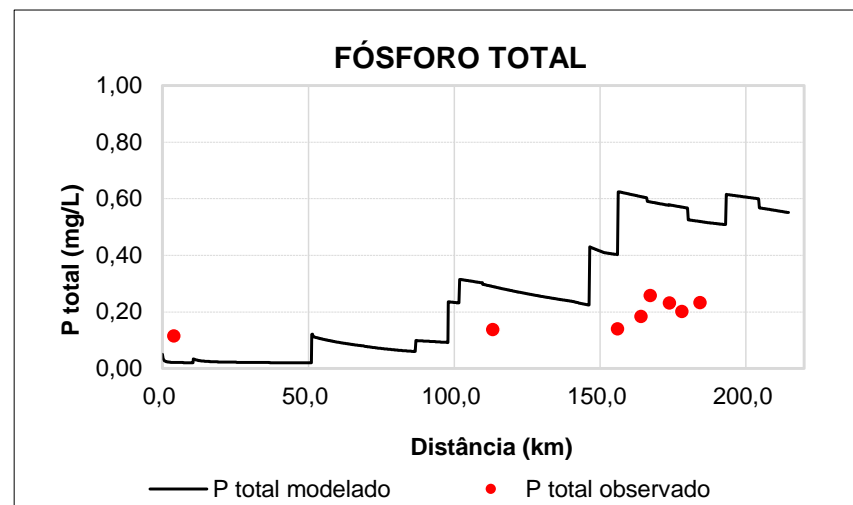
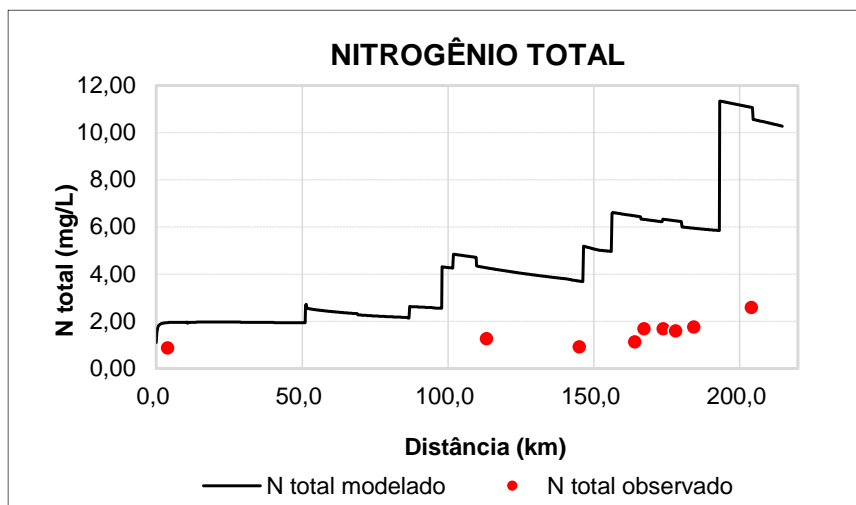
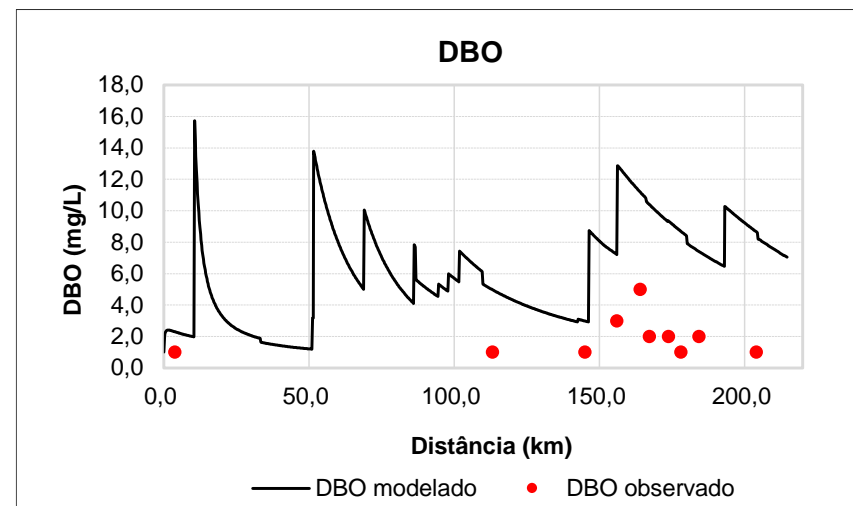
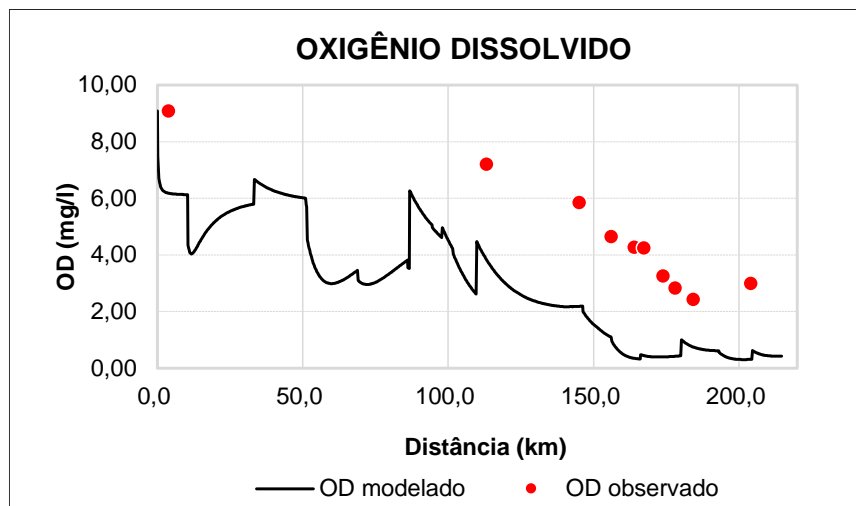


Figura 7.1 – Perfis longitudinais dos parâmetros calibrados no modelo QUAL-UFMG. (Fonte: elaboração própria, 2023).

7.2 Análise dos trade-offs entre diferentes soluções de uso da água e qualidade ambiental

Para o código elaborado neste estudo, o valor máximo de NFE utilizado foi de 10.000, devido a limitações de tempo de execução do algoritmo, porém, apenas uma única solução foi obtida para este valor. Desta forma, optou-se por utilizar as simulações com menor número de NFE, mas com pelo menos 3 soluções, mesmo que representem ótimos locais e não globais, ou seja, soluções provavelmente dominadas. As soluções foram numeradas de 1 a 6, conforme Figura 7.2. A obtenção de um maior número de soluções exigiria um longo tempo de simulação computacional e melhor performance computacional, não sendo viável para o presente estudo.

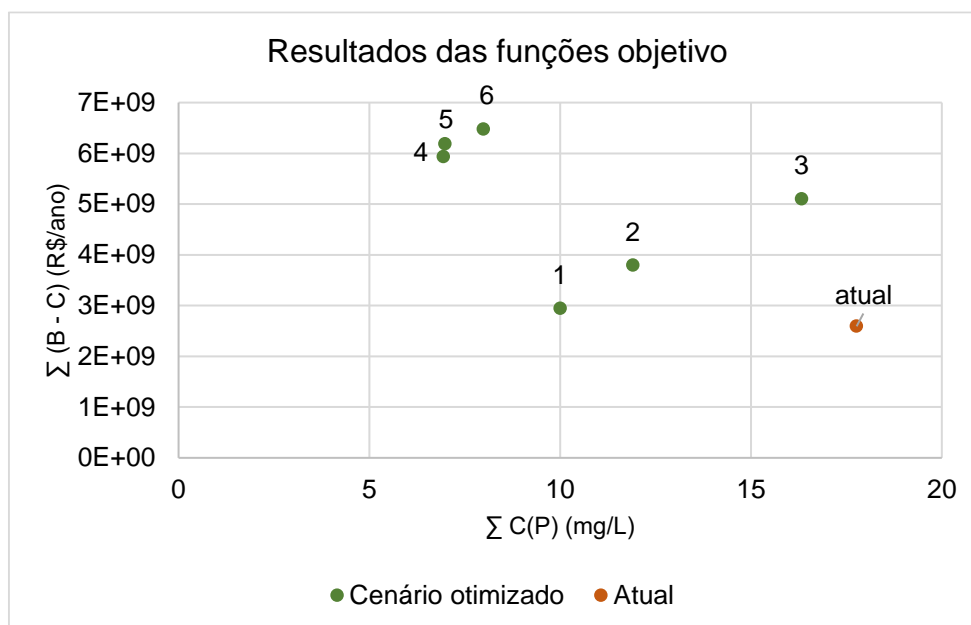


Figura 7.2 – Soluções obtidas para o problema (Fonte: elaboração própria, 2023).

A seguir, no Quadro 7.2, são apresentados os resultados de funções objetivo e variáveis de decisão obtidos para NFE= 1.000 e NFE= 3.000. Observa-se que, conforme esperado, o cenário atual representa uma solução dominada em relação às demais, com somatório da concentração de fósforo total na bacia (17,76 mg/L) superior às soluções do cenário otimizado e benefício econômico inferior (R\$ 2,5 bilhões). A solução com melhor desempenho ambiental é a 4, que soma 6,93 mg/L de fósforo total na bacia, enquanto o melhor desempenho econômico é observado na solução 6, com benefício total líquido igual a R\$ 6,48 bilhões.

A remoção de fósforo dos efluentes no cenário atual é de aproximadamente 8,27 toneladas por ano, calculado considerando-se que a remoção por tratamento secundário convencional é de no máximo 30% (VON SPERLING, 2014b).

No cenário otimizado, além dos custos de coleta e tratamento secundário de esgotos, foi adicionada a remoção avançada de fósforo, com objetivo de se obter melhor qualidade da água. Obteve-se, desta forma, remoção de fósforo entre 146,90 t/ano (solução 1) a 230,69 t/ano (solução 3). Na solução 3, apesar da elevada carga de fósforo removida, a concentração de fósforo total na bacia é maior do que nas demais soluções. Este resultado é gerado pois uma quantidade maior de água é alocada para os usuários de abastecimento urbano e industrial, que produzem efluentes com maior volume e com maior concentração de fósforo total.

No que diz respeito às variáveis de decisão, a vazão total outorgada no cenário atual é de 8,05 m³/s, entretanto, devido a limitações do modelo de otimização, não foi possível fixar um valor igual para a vazão outorgada nas simulações. Desta forma, houve variação de 7,92 a 8,62 m³/s, representando variação de -1,6 a 7,1% em relação à vazão do cenário atual.

Em relação às vazões outorgadas por usuário, no cenário atual a vazão outorgada para a indústria é de 1,34 m³/s, enquanto o cenário otimizado gerou soluções com variação de 2,54 a 6,25 m³/s. Ou seja, é possível obter maior benefício econômico e melhor qualidade da água com maior alocação de água para a indústria. Isto ocorre pois o benefício econômico gerado pelo usuário industrial é maior em relação aos demais usuários, conforme as equações apresentadas no item 6.4. Além disso, devido à diversidade de indústrias na bacia e à falta de monitoramento dos efluentes lançados, é possível que a carga lançada pelos usuários industriais esteja subestimada.

Quanto ao usuário irrigante, a vazão outorgada do cenário atual é 2,68 m³/s, e varia de 1,42 a 3,71 m³/s nas soluções do cenário otimizado. Observa-se que quanto maior a quantidade de água é alocada para o irrigante, menor vazão é outorgada para a indústria. Por fim, para o usuário de abastecimento urbano, as vazões alocadas no cenário ótimo são sempre inferiores ao cenário atual. Isto se deve, provavelmente, ao fato de que a carga lançada pelo usuário urbano gera maior impacto na qualidade da água em relação aos outros usos.

Quadro 7.2 – Resultados dos cenários simulados.

Cenário	Solução	Funções objetivo		Variáveis de decisão				
		\sum CP (mg/L)	\sum (B - C) (10 ⁶ R\$/ano)	Vazão irrigante (m ³ /s)	Vazão abastecimento urbano (m ³ /s)	Vazão industrial (m ³ /s)	Vazão total (m ³ /s)	Carga de P removida (t/ano)
Atual	-	17,76	2.489,10	2,68	4,03	1,34	8,05	8,27

Cenário	Solução	Funções objetivo		Variáveis de decisão				
		\sum CP (mg/L)	\sum (B - C) (10^6 R\$/ano)	Vazão irrigante (m^3/s)	Vazão abastecimento urbano (m^3/s)	Vazão industrial (m^3/s)	Vazão total (m^3/s)	Carga de P removida (t/ano)
Otimizado	1	9,99	2.949,82	3,71	1,67	2,54	7,92	146,90
	2	11,90	3.801,49	3,23	1,30	3,47	8,00	173,40
	3	16,32	5.110,15	1,70	2,20	4,63	8,54	230,69
	4	6,93	5.940,52	1,90	0,89	5,70	8,49	174,33
	5	6,98	6.192,26	1,68	0,91	5,96	8,55	178,15
	6	7,98	6.481,27	1,42	0,95	6,25	8,62	187,56

CP: concentração de fósforo (mg/L); B: benefício econômico total (R\$/ano); C: custos de coleta e tratamento (R\$/ano).

Fonte: elaboração própria, 2023.

Observando-se as metas de enquadramento na bacia hidrográfica do rio dos Sinos e as concentrações obtidas para o parâmetro fósforo total nos trechos de estudo, nenhuma solução apresenta todos os trechos dentro das classes de enquadramento, conforme pode ser verificado no Anexo A. É importante destacar que as condições consideradas como naturais do rio neste estudo, isto é, sem captações e lançamento de água, atendem às metas de enquadramento. No cenário atual, conforme apresentado na Figura 6.14, apenas 26 dos 54 trechos possuem concentração de fósforo total compatível com as metas de enquadramento. No cenário otimizado, o número de trechos com concentração de fósforo total equivalente ao enquadramento varia de 18 (solução 3) a 35 (solução 4). Porém, a solução 4 não é aplicável no contexto da bacia, devido à reduzida vazão alocada ao abastecimento urbano ($0,89 m^3/s$) comparada à destinada aos usos industriais ($5,70 m^3/s$).

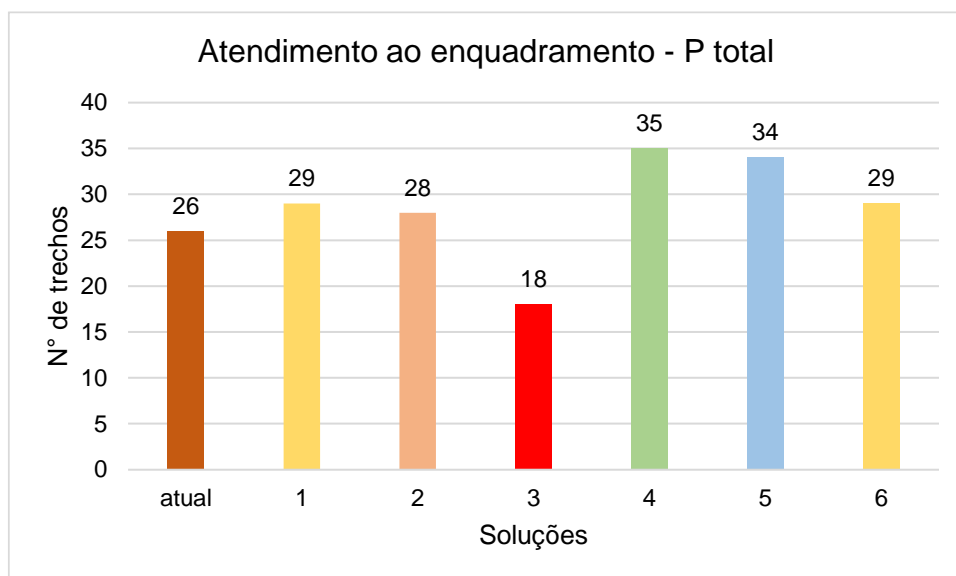


Figura 7.3 – Número de trechos com concentração de fósforo equivalente às classes meta de enquadramento da bacia do rio dos Sinos (Fonte: elaboração própria, 2023)

Conforme Anexo A, o trecho 9 - rio Paranhana e trecho 10 – rio dos Sinos após confluência do rio Paranhana possuem em todos os cenários as maiores vazões outorgadas, mas sempre dentro do limite outorgável (70% da Q_{90}). De acordo com o Quadro 6.13 apresentado no item 6.5.1, estes trechos possuem maior vazão disponível e, por isso, são mais propícios à alocação de maiores volumes outorgáveis. Neste mesmo sentido, o trecho 13 – arroio Preto apresenta as menores vazões outorgadas. Ainda, em todas as soluções ao menos um subtrecho apresentou outorga igual a zero.

7.2.1 Solução selecionada para análise

Tendo em vista que nem todas as soluções representam alocações factíveis para o abastecimento urbano em relação a população total da bacia, foi realizada uma análise de demanda média diária por habitante, conforme descrito a seguir, para avaliar a viabilidade das soluções em relação à vazão outorgada.

Considerando-se a população total estimada na bacia para 2021 (item 5.1) equivalente a 1.479.295 habitantes e a vazão outorgada no cenário atual de 4,03 m³/s, chega-se ao valor de 235,40 L/hab.dia. As maiores vazões de abastecimento público outorgadas em 2022, de acordo com o SIOUT, são nos municípios de Campo Bom (1,00 m³/s) e Novo Hamburgo (1,3 m³/s). Estes municípios possuem entre 80 e 100% da população na bacia hidrográfica do rio dos Sinos e as respectivas ETAs abastecem também outros municípios da bacia, podendo-se inferir que grande parte da água captada é destinada à bacia. Entretanto, o SIOUT não informa o tempo de captação diária de água, gerando incerteza em relação à vazão total captada por dia e distribuída para os usuários.

A partir dos dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) para 2021, obtém-se consumo médio per capita de 121,61 L/dia para o município de Novo Hamburgo e 139,54 L/dia para Campo Bom¹⁰, valores inferiores aos obtidos no cálculo apresentado anteriormente. Uma das explicações que justifica esta diferença e reforça a necessidade de maior eficiência nos sistemas é o índice de perdas na distribuição, que representa o percentual da água produzida/ tratada que é perdido até chegar ao usuário final, devido a questões como vazamentos, fraudes, hidrometração deficiente, entre outros.

¹⁰ O município de Campo Bom é atendido pela CORSAN, de forma que no SNIS constam apenas dados regionais do atendimento da companhia, não sendo possível consultar dados apenas para Campo Bom.

Em Novo Hamburgo, os dados do SNIS referentes ao ano de 2021 indicam 44,10% de índice de perdas, enquanto no município de Campo Bom, que é atendido pela regional CORSAN, o índice é de 42,78%. Estes valores são bastante elevados e, portanto, corroboram com soluções de alocação de água de menores volumes, que podem ser suficientes para a população desde que o sistema de captação e distribuição de água seja mais eficiente. Além disso, pode-se considerar que parte da água coletada e tratada é destinada a usos não potáveis, que poderiam ser reduzidos e supridos, por exemplo, através da captação de água da chuva.

Tendo em vista a situação exposta, caso o consumo diário da população da bacia hidrográfica fosse de 130 L/hab.dia, valor médio entre os dados de Novo Hamburgo e Campo Bom, e as perdas de distribuição fossem reduzidas para 20%, a demanda seria de 156 L/hab.dia, a vazão total outorgada para abastecimento urbano deveria ser de aproximadamente 2,67 m³/s, valor inferior ao outorgado atualmente, mas ainda assim superior às soluções obtidas no cenário otimizado.

Devido a limitações do modelo de otimização, não foi possível definir uma vazão mínima a ser alocada por usuário. Ainda, uma vez que o algoritmo leva em consideração o benefício econômico líquido e a concentração de fósforo na bacia, é possível que a curva de benefício utilizada para o usuário de abastecimento urbano esteja subestimada, ou seja, os coeficientes utilizados (Quadro 6.24) estejam subestimando o real benefício econômico gerado, recomendando-se, portanto, a revisão da equação.

Para as demais análises de resultado será considerada a solução 1, que possui benefício econômico líquido superior ao cenário atual, menor concentração de fósforo total na bacia e vazão para abastecimento urbano mais próxima da demanda real. Esta solução será referida como resultado do cenário otimizado nos próximos itens.

7.3 Valores econômicos da água pela captação e consumo de água bruta

No Quadro 7.3 são apresentados os resultados de valores econômicos da água que servem de referência para o coeficiente k_1 , correspondente ao preço público unitário pela captação de água bruta, conforme metodologia apresentada no item 6.7.2., baseada em Kuele (2019). Ressalta-se que, uma vez que foi considerado um percentual de consumo fixo para os usuários no presente estudo, o coeficiente de consumo k_2 é igual a 0.

Os valores variam de -77,82 a 53,54 R\$/m³, sendo que valores negativos indicam que o benefício total no cenário otimizado é superior ao do cenário atual, pois é alocada maior quantidade de água nesses trechos, gerando maior benefício econômico. Isto indica, portanto, que esses são trechos com potencial para receber novos usuários e emissão de novas outorgas no futuro. O predomínio de valores negativos ocorre pois no cenário atual os usuários estão concentrados em alguns trechos da bacia, enquanto no otimizado há alocação dos três usuários em todos os trechos.

Considerando-se a captação de 200 L/dia por habitante, que equivale ao volume total de 73.000 L no ano, o valor máximo de referência para a cobrança da irrigação seria de 60,28 R\$/ano, enquanto para abastecimento urbano 1.196 R\$/ano e para a indústria 3.908,26 R\$/ano. Considerando a estimativa de valor pago anualmente de 459,17 R\$/ano, conforme tarifa básica de água de 6,29 R\$/m³ nos municípios da bacia do rio dos Sinos (CORSAN, 2022), o valor de referência para cobrança é 2,60 vezes maior para os usuários urbanos em alguns trechos da bacia.

Conforme já ponderado, o valor econômico da água é superior aos valores de preços públicos unitários atualmente vigentes em instrumentos de cobrança nas bacias hidrográficas brasileiras, que variam¹¹ de 0,0032 a 0,0526 R\$/m³. Entretanto, em casos em que instrumentos econômicos foram aplicados, o valor da água chega a variar¹² de 8,34 a 378,21 R\$/m³ (Chile), a depender da região, se o uso é consuntivo ou não e a fonte de abastecimento. Ainda, a título de comparação, o reúso da água em São Paulo chegou a ser cotado em 11,57 R\$/m³ no estudo de Riediger (2019). Ou seja, uma cobrança maior que o valor da água para reúso poderia ainda gerar incentivo para a maior disseminação de estratégias de reúso, que podem trazer mais segurança para a indústria em condições de escassez.

A seguir é realizada uma análise dos resultados para cada usuário.

Quadro 7.3 – Valores ΔP obtidos segundo Equação (20).

Trecho	ΔP para captação de água bruta (R\$/m ³)		
	Irrigante	Urbano	Industrial
1 - Rio dos Sinos	0,40	-25,41	-77,64
2 - Arroio Caraá	-1,05	-25,86	-77,82

¹¹ De acordo com a Resolução ANA N° 139 de 15 de dezembro de 2022, disponível em <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/politica-nacional-de-recursos-hidricos/cobranca/ResolucaoANAn1392022.pdf>

¹² Valor calculado considerando-se a cotação do peso chileno no dia 29/09/2023 de R\$ 0,0056. As ofertas de água do Chile podem ser consultadas no site <https://www.aguacircular.cl/buscador.php>.

Trecho	ΔP para captação de água bruta (R\$/m ³)		
	Irrigante	Urbano	Industrial
3 - Rio dos Sinos	0,83	-12,67	-76,05
4 - Rio Rolante	-0,81	-25,78	-77,09
5 - Arroio Areia	-1,05	-6,28	-76,73
6 - Rio Rolante	0,59	-25,20	-67,17
7 - Rio dos Sinos	-0,06	7,37	-77,44
8 - Rio da Ilha	0,18	16,39	-55,82
9 - Rio Paranhana	-1,01	12,76	-75,22
10 - Rio dos Sinos	-1,01	-25,28	-77,45
11 - Rio dos Sinos	-0,39	12,42	-77,07
12 - Rio dos Sinos	-1,05	12,79	-69,13
13 - Arroio Preto	-1,05	-25,80	-77,71
14 - Rio dos Sinos	-1,05	-25,61	-40,14
15 - Arroio Portão	-1,05	-25,54	-54,37
16 - Rio dos Sinos	-0,63	-25,66	53,54
17 - Arroio Sapucaia	-1,05	-25,85	-77,48
18 - Rio dos Sinos	-1,05	-25,82	-68,31

Fonte: elaboração própria, 2023.

O ΔP da água para o usuário irrigante foi estimado entre -1,05 a 0,83 R\$/m³. No cenário otimizado é alocada maior quantidade de água e os usuários estão distribuídos em todos os trechos da bacia, enquanto no cenário atual estão presentes em apenas 8 trechos, resultando em valores negativos de ΔP , pois há incentivo para que haja essa distribuição na bacia devido ao benefício econômico gerado.

O maior valor observado para o usuário irrigante é no trecho 3 – Rio dos Sinos . No cenário atual, a outorga é de 0,84 m³/s, enquanto no cenário otimizado é de 0,11 m³/s, ou seja, o resultado indica que este trecho é menos favorável para a instalação de irrigantes de acordo com os critérios de qualidade da água e benefício econômico.

Para o usuário urbano, ocorre uma dinâmica similar ao irrigante, entretanto, neste caso, a vazão alocada no cenário integrado é cerca de 40% a vazão atualmente outorgada, conforme explicitado no item 7.2.1. Desta forma, o benefício econômico total na bacia para o usuário urbano é superior no cenário atual e os valores de referência para captação de água são maiores em relação aos do irrigante, variando de -25,86 a 16,39 R\$/m³. Conforme mencionado no item 7.2.1, recomenda-se a revisão da equação do benefício econômico total para o usuário de abastecimento urbano, pois há possibilidade de que a equação subestime o benefício real gerado.

Nos trechos 8 – Rio da Ilha, 11 – Rio dos Sinos e 12 – Rio dos Sinos são observados os maiores valores de cobrança para o usuário urbano. As captações atuais nestes trechos variam de 1,00 a 1,30 m³/s, valores superiores aos encontrados no cenário otimizado. Desta forma, se o usuário decidir se instalar neste trecho, é necessário pagar um valor superior para cobrir os custos das externalidades geradas,

pois o cenário otimizado indica ser mais vantajosa a captação de água em outros trechos, em função da melhor disponibilidade hídrica, maior capacidade de diluição dos efluentes ou combinação de ambos.

Os maiores valores de referência para a cobrança foram obtidos para o usuário industrial, com variação de -77,82 a 53,54 R\$/m³. O modelo otimizado alocou maior quantidade de água para a indústria, resultando, portanto, em benefícios econômicos totais maiores do que no cenário 1. A justificativa para estas alocações está baseada em 2 principais motivos, que refletem nas funções objetivo do modelo: (i) o benefício econômico gerado para a indústria é superior ao dos demais usuários (Quadro 6.24); (ii) a concentração de fósforo dos efluentes é inferior à do usuário urbano. Ou seja, o modelo entende que é mais vantajoso outorgar grandes volumes para indústria.

A variedade dos tipos de indústria na bacia torna difícil a determinação do benefício econômico total e das concentrações de fósforo lançadas. Desta forma, é possível que o benefício econômico total esteja superestimado e a concentração do efluente subestimada. Neste caso, recomenda-se uma avaliação mais minuciosa das indústrias na bacia e a elaboração de curvas que variem de acordo com o tipo de indústria. Em relação aos efluentes, idealmente no momento de outorga para a captação de água e licenciamento das indústrias deveriam ser coletados os dados das vazões de retorno e das concentrações dos parâmetros de interesse, sendo estas informações disponibilizadas publicamente.

Os valores apresentados no Quadro 7.3 servem como referência para indicar o real valor da água, baseado em critérios econômicos, estando de acordo com os objetivos da cobrança preconizados na Lei das Águas. A diferenciação da cobrança pela captação de água bruta entre os usuários é muito importante, pois a água tem diferentes valores de acordo com a finalidade e, desta forma, é possível refletir na cobrança os custos das externalidades geradas.

7.3.1 Proposta de diretrizes para a cobrança

A faixa de valores de ΔP obtida é um indicador, de base econômica, do quão desejável é aumentar ou reduzir as outorgas para um determinado usuário e trecho na bacia. Valores negativos indicam que a alocação de novas outorgas é desejável, se comparado com o cenário atual. Valores positivos indicam o oposto, que novas outorgas não são desejáveis, de modo que o valor reflète o quanto teria que ser cobrado para desincentivar a solicitação de novas outorgas. Para transformar os

valores resultantes em diretrizes, a proposta é separar os valores positivos dos negativos em diferentes diretrizes de cobrança.

O modelo de cobrança proposto tem configuração multi-estágio e é obtido pela Equação (29). O primeiro estágio consiste no valor mínimo pago por todos os usuários, determinado a partir de custos básicos de gestão na bacia rateados entre usuários. Um exemplo nesse ponto são os custos administrativos das atividades por meio das agências de água, denominado PPU_{base} . O segundo estágio é o indicador de atratividade, determinado a partir dos resultados do ΔP , denominado PPU_{AT} .

$$VC_{n,i} = PPU_{n,i} Q_{n,i} \quad (29)$$

$$PPU_{n,i} = (PPU_{base} + PPU_{AT})_{n,i} \quad (30)$$

Onde:

$VC_{n,i}$: valor total cobrado no trecho n para o usuário i [R\$/ano];

$PPU_{n,i}$: preço público unitário no trecho n para o usuário i [R\$/m³];

$Q_{n,i}$: volume outorgado no trecho n para o usuário i [m³/ano];

PPU_{base} : preço público unitário base no trecho n para o usuário i [R\$/m³];

PPU_{AT} : preço público unitário de atratividade no trecho n para o usuário i [R\$/m³].

No que diz respeito aos valores negativos de ΔP , o preço público unitário de atratividade (PPU_{AT}) é definido normalizando-se os valores negativos obtidos (-77,82 a -0,06 R\$/m³), de acordo com a Equação (31) e definindo o valor cobrado do PPU_{AT} , em R\$/m³ como sendo o produto do valor normalizado pelo PPU_{base} , conforme Equação (32):

$$(\Delta PN)_{n,i} = \frac{((\Delta P)_{n,i} - (\Delta P)_{\min})}{((\Delta P)_{\max} - (\Delta P)_{\min})} \quad (31)$$

$$(PPU_{AT})_{n,i} = (\Delta PN)_{n,i} (PPU_{base})_{n,i} \quad (32)$$

Onde:

$\Delta PN_{n,i}$: valor normalizado para ΔP no trecho n para o usuário i [R\$/m³];

$\Delta P_{n,i}$: valor de ΔP a ser normalizado [R\$/m³];

ΔP_{\min} : valor mínimo de ΔP obtido com base no modelo hidroeconômico [R\$/m³];

ΔP_{\max} : valor máximo de ΔP obtido com base no modelo hidroeconômico [R\$/m³];

Para os resultados obtidos neste estudo com base no modelo hidroeconômico, ΔP_{\min} é igual a -77,82 e ΔP_{\max} corresponde -0,06 R\$/m³. Quanto maior o valor negativo de ΔP , maior é a atratividade para o usuário/trecho. Portanto, a maior atratividade é para a indústria no trecho 2 – Arroio Caraá, com ΔP igual -77,82 e ΔPN igual a zero (Quadros 7.4 e 7.5), o que resulta em PPU_{AT} também igual a zero (Equação (32)) e, portanto, teria seu PPU como sendo igual apenas ao PPU_{base} (Equação (30)).

Por outro lado, o usuário/trecho com a menor atratividade (menor valor negativo $\Delta P = -0,06$ R\$/m³) corresponde ao usuário irrigante no trecho 7 – rio dos Sinos, resultando em ΔPN igual à unidade, e, portanto o PPU_{AT} é igual ao PPU_{base} . Desta forma, o valor final do PPU para o usuário irrigante no trecho 7 seria de duas vezes o PPU_{base} (Equação (30)).

Os demais valores variam conforme a atratividade indicada pelo ΔP negativo, que varia para os diferentes trechos e usuários. Esses usuários pagam pela água valores intermediários entre o mínimo (PPU_{base}) e o máximo ($2*PPU_{base}$). O Quadro 7.4 apresenta os valores negativos de ΔP e os valores normalizados.

Quadro 7.4 – Valores ΔP negativos normalizados.

Trecho	ΔP para captação de água bruta (R\$/m ³)			ΔPN para captação de água bruta (R\$/m ³)		
	Irrigante	Urbano	Industrial	Irrigante	Urbano	Industrial
1 - Rio dos Sinos	-	-25,41	-77,64	-	0,674	0,002
2 - Arroio Caraá	-1,05	-25,86	-77,82	0,987	0,668	0,000
3 - Rio dos Sinos	-	-12,67	-76,05	-	0,838	0,023
4 - Rio Rolante	-0,81	-25,78	-77,09	0,990	0,669	0,009
5 - Arroio Areia	-1,05	-6,28	-76,73	0,987	0,920	0,014
6 - Rio Rolante	-	-25,20	-67,17	-	0,677	0,137
7 - Rio dos Sinos	-0,06	-	-77,44	1,000	-	0,005
8 - Rio da Ilha	-	-	-55,82	-	-	0,283
9 - Rio Paranhana	-1,01	-	-75,22	0,988	-	0,033
10 - Rio dos Sinos	-1,01	-25,28	-77,45	0,988	0,676	0,005
11 - Rio dos Sinos	-0,39	-	-77,07	0,996	-	0,010
12 - Rio dos Sinos	-1,05	-	-69,13	0,987	-	0,112
13 - Arroio Preto	-1,05	-25,80	-77,71	0,987	0,669	0,001
14 - Rio dos Sinos	-1,05	-25,61	-40,14	0,987	0,671	0,485
15 - Arroio Portão	-1,05	-25,54	-54,37	0,987	0,672	0,302
16 - Rio dos Sinos	-0,63	-25,66	-	0,993	0,671	-
17 - Arroio Sapucaia	-1,05	-25,85	-77,48	0,987	0,668	0,004
18 - Rio dos Sinos	-1,05	-25,82	-68,31	0,987	0,669	0,122

Fonte: elaboração própria, 2023.

Quanto aos valores positivos de ΔP (Quadro 7.5) a proposta é criar um conjunto de diretrizes que desincentivem a solicitação novas outorgas. Nesse ponto cabe

destacar que a configuração do modelo de cobrança vai **depender do objetivo de gestão na bacia**. Se o objetivo é induzir uma redução na solicitação ou renovação de outorgas de modo a alcançar os volumes outorgados pretendidos no cenário otimizado, os valores cobrados devem se aproximar dos valores ΔP . Entretanto, a ordem de grandeza dos valores dificilmente viabilizaria a sua implementação prática.

Um segundo objetivo seria propor um modelo de cobrança capaz de diferenciar os valores cobrados conforme o valor econômico para cada tipo de uso e condições de escassez do rio, tomando como base os valores de ΔP determinados no estudo.

Independente do objetivo buscado, o modelo de cobrança proposto tem configuração multi-estágio, seguindo mesma lógica, apresentada anteriormente para valores negativos. No caso dos usuários com ΔP positivo, o primeiro estágio é o valor mínimo pago por todos os usuários, determinado a partir de custos básicos de gestão na bacia rateados entre usuários (PPU_{base}). O segundo estágio é o **indicador de desincentivo**, determinado a partir dos resultados do ΔP , denominado PPU_{DI} , de modo que (32)

$$PPU_{n,i} = (PPU_{base} + PPU_{DI})_{n,i} \quad (33)$$

Onde:

PPU_{DI} : preço público unitário de desincentivo no trecho n para o usuário i [R\$/m³];

No que diz respeito aos valores positivos de ΔP , o preço público unitário de desincentivo PPU_{DI} pode ser definido de duas formas: (i) como sendo o próprio valor do ΔP , se o objetivo for alcançar os volumes outorgados pretendidos no cenário otimizado; ou (ii) um valor normalizado de ΔP , se o objetivo for propor um modelo de cobrança capaz de diferenciar os valores cobrados conforme o valor econômico para cada tipo de uso e condições de escassez do rio, sem compromisso com uma realocação da água mais significativa como busca o primeiro objetivo.

Desta forma, pode-se normalizar os valores positivos obtidos neste estudo (0,18 a 53,54 R\$/m³) através da Equação (31), e define-se o valor cobrado do PPU_{DI} , em R\$/m³, como sendo a soma do valor normalizado com o PPU_{base} , conforme Equação (34).

$$(PPU_{DI})_{n,i} = (\Delta PN)_{n,i} + (PPU_{base})_{n,i} \quad (34)$$

Onde:

$\Delta PN_{n,i}$: valor normalizado para ΔP no trecho n para o usuário i [R\$/m³].

Porém nesse caso são necessários dois ajustes. Um primeiro é que a normalização direta dos valores positivos de ΔP irá resultar no valor mínimo (0,18 R\$/m³) como sendo igual a zero, o que resultaria no PPU desse usuário/trecho como sendo igual ao PPU_{base}. Entretanto, esse é também o valor cobrado do usuário com a maior valor de atratividade definido para o conjunto de usuários com ΔP negativo. Para diferenciar esses usuários, e considerando que o usuário de menor ΔP positivo deve pagar um pouco mais que o usuário com ΔP negativo, será considerado como valor mínimo para o cálculo da normalização o valor igual a zero ($\Delta P_{\min} = 0$ R\$/m³), o que faz com que o valor mínimo de ΔP obtido, de 0,18 R\$/m³, tenha valor normalizado de 0,003 R\$/m³ e não zero.

Quadro 7.5 – Valores ΔP positivos normalizados.

Trecho	ΔP para captação de água bruta (R\$/m ³)			ΔPN para captação de água bruta (R\$/m ³)		
	Irrigante	Urbano	Industrial	Irrigante	Urbano	Industrial
1 - Rio dos Sinos	0,4	-	-	0,007	-	-
2 - Arroio Caraá	-	-	-	-	-	-
3 - Rio dos Sinos	0,83	-	-	0,016	-	-
4 - Rio Rolante	-	-	-	-	-	-
5 - Arroio Areia	-	-	-	-	-	-
6 - Rio Rolante	0,59	-	-	0,011	-	-
7 - Rio dos Sinos	-	7,37	-	-	0,138	-
8 - Rio da Ilha	0,18	16,39	-	0,003	0,306	-
9 - Rio Paranhana	-	12,76	-	-	0,238	-
10 - Rio dos Sinos	-	-	-	-	-	-
11 - Rio dos Sinos	-	12,42	-	-	0,232	-
12 - Rio dos Sinos	-	12,79	-	-	0,239	-
13 - Arroio Preto	-	-	-	-	-	-
14 - Rio dos Sinos	-	-	-	-	-	-
15 - Arroio Portão	-	-	-	-	-	-
16 - Rio dos Sinos	-	-	53,54	-	-	1,000
17 - Arroio Sapucaia	-	-	-	-	-	-
18 - Rio dos Sinos	-	-	-	-	-	-

Fonte: elaboração própria, 2023.

O segundo ajuste necessário remete ao fato que os valores normalizados ainda são baixos. Mesmo tendo que o objetivo não seja uma realocação mais significativa da água, alguns valores podem ser considerados baixos, e possivelmente distantes de algum impacto no desincentivo a novas outorgas ou renovação das mesmas. Nesse caso uma possibilidade é considerar um múltiplo dos valores obtidos. Independente do fator de correção adotado, os valores preservam uma diferença entre si que refletem as condições de valor econômico da água na bacia e escassez no rio, trazendo esses elementos como diretrizes para a cobrança.

A normalização apresentada consiste em uma ideia inicial para transformar os resultados do modelo hidroeconômico em valores para a cobrança pelo uso da água. Ainda são necessários ajustes para que as escalas dos valores negativos e positivos sejam unificadas. Caso a metodologia seja aplicada para embasar a cobrança pelo uso da água, deve-se realizar, em conjunto, um estudo socioeconômico que verifique a viabilidade desses valores de acordo com as características dos usuários das bacias.

7.4 Valores econômicos pelo lançamento de esgotos

A proposta do presente estudo é de que a cobrança pelo lançamento de efluentes seja realizada em relação à carga de fósforo lançada na bacia, refletindo, desta forma, os impactos ambientais gerados pelo uso da água, conforme metodologia descrita no item 6.7.2.3. O Quadro 7.6 apresenta os valores econômicos relacionados ao lançamento de carga de fósforo obtidos por trecho. Não foi realizada a diferenciação por usuário, pois no modelo hidroeconômico otimizado foi calculada a necessidade de remoção de fósforo por tratamento terciário avançado apenas por trecho, com objetivo de simplificar e reduzir o tempo computacional.

Os valores obtidos variam de 41,94 a 305,71 R\$/kg de fósforo lançado, sendo que os valores negativos apresentados no Quadro 7.6 indicam que os custos de remoção de fósforo no cenário otimizado são superiores aos do cenário atual. Isto ocorre pois a em alguns trechos do cenário otimizado a vazão outorgada é maior do que no cenário atual e, conseqüentemente, a vazão e a carga lançada também são.

O menor valor de referência (41,94 R\$/kg de fósforo) para o lançamento de efluentes pode ser observado no trecho 9 – Rio Paranhana, que é um dos trechos com maior vazão incremental disponível e maior vazão total outorgada no cenário otimizado, de 1,24 m³/s, enquanto no cenário atual é de 0,45 m³/s. Apesar da alta carga de fósforo gerada neste trecho, o modelo hidroeconômico retirou mais carga para tratamento em outros locais, como nos trechos 7 e 10 no rio dos Sinos.

A diferença de carga lançada para o trecho 9 nos cenários é de 11,91 toneladas de fósforo/ano, que indica, em comparação aos demais trechos, que a carga lançada no cenário atual se encontra mais próxima do otimizado. Ou seja, é preferível que usuários se instalem neste trecho de rio para captação e lançamento, pois os resultados do modelo hidroeconômico sugerem que é uma solução em que se pode gerar melhor benefício econômico e manter a qualidade da água. Portanto, uma vez

que a diferença entre os custos não é tão significativa no trecho 9, resulta num ΔP menor em relação aos demais trechos.

Por outro lado, um dos maiores valores de referência (R\$ 305,71) é observado no trecho 7- Rio dos Sinos, no qual o modelo hidroeconômico indicou a maior carga tratada, de 28,5 toneladas de fósforo anualmente. A vazão total outorgada neste trecho é a mesma do cenário atual e, como atualmente não há tratamento avançado de fósforo, o valor de referência fica mais elevado. A título de exemplo, considerando uma indústria que lance um volume total de 3.000 m³ de efluente/dia com concentração de 2,00 mg/L, esta teria um custo anual de R\$ 669.504,90 para realizar o tratamento avançado de fósforo, que representa 1% do seu benefício econômico total anual, com base nas equações do item 6.6.

Analisando-se os resultados como um todo, de forma geral os trechos em que o valor de referência para lançamento de carga de fósforo é mais elevado, é mais oneroso para o usuário lançar sem tratamento, pois o modelo hidroeconômico indica que é possível obter melhores benefícios econômicos e qualidade da água com o lançamento em outros trechos. Entretanto, ressalta-se que esta análise depende da política pela qual os tomadores de decisão das bacias hidrográficas vão optar. Caso seja selecionado uma solução que prevaleça a qualidade da água em detrimento dos benefícios econômicos, por exemplo, pode ser que a configuração dos trechos mais vantajosos para o lançamento de efluentes com menor índice de tratamento varie.

Destaca-se que os valores obtidos neste estudo são bastante significativos em comparação ao valores atualmente praticados nas bacias hidrográficas brasileiras, que variam de 0,16 a 0,2117 R\$/kg de DBO lançada, sendo que na bacia do rio São Francisco a cobrança é por m³ de efluentes, no valor de 0,0015 R\$/m³. Entretanto, não é clara a forma como foram determinados estes valores que, possivelmente não são capazes de refletir a internalização dos custos da poluição dos usuários. Em especial, o valor cobrando na bacia do rio São Francisco é inferior aos custos de coleta e tratamento da CORSAN para o ano de 2022.

Quadro 7.6 – Valores obtidos para a cobrança pelo lançamento de fósforo na bacia.

Trecho	Valor de referência para lançamento de efluentes (R\$/kg de fósforo lançado)
1 - Rio dos Sinos	-298,58
2 - Arroio Caraá	-305,71
3 - Rio dos Sinos	-161,11
4 - Rio Rolante	-303,36
5 - Arroio Areia	-135,24

Trecho	Valor de referência para lançamento de efluentes (R\$/kg de fósforo lançado)
6 - Rio Rolante	-280,66
7 - Rio dos Sinos	305,71
8 - Rio da Ilha	247,30
9 - Rio Paranhana	41,94
10 - Rio dos Sinos	-305,71
11 - Rio dos Sinos	237,19
12 - Rio dos Sinos	303,62
13 - Arroio Preto	-305,71
14 - Rio dos Sinos	-275,50
15 - Arroio Portão	-282,49
16 - Rio dos Sinos	251,55
17 - Arroio Sapucaia	-305,71
18 - Rio dos Sinos	305,71

Fonte: elaboração própria, 2023.

8 LIMITAÇÕES E RECOMENDAÇÕES

Ao longo do desenvolvimento do estudo, diversas limitações foram encontradas, as quais serão destacadas a seguir, assim como recomendações para estudos futuros.

Em relação ao monitoramento qualidade da água, observou-se pouca variação entre os valores medidos de OD, ao passo que houve variação de DBO. Por causa destes dados, a calibração do parâmetro OD foi a menos satisfatória neste estudo. Além disso, existem poucos dados de vazão medidos no mesmo dia e horário de parâmetros da qualidade, não permitindo a aferição mais precisa da carga dos parâmetros nos corpos hídricos. Recomenda-se, portanto, melhor aferição do parâmetro OD em campo, através da revisão da metodologia e dos instrumentos utilizados, e a medição concomitante de vazão e parâmetros de qualidade da água.

No que diz respeito ao modelo hidroeconômico, as soluções obtidas tendem a alocar maior quantidade de água para a indústria, uma vez que o benefício econômico é maior e, devido às incertezas relacionadas às características dos efluentes, pode ser que cargas de fósforo realmente lançadas por este usuário sejam superiores às consideradas na simulação. Recomenda-se, desta forma, a avaliação com maior detalhe dos tipos de indústrias presentes na região e que seja feita a caracterização individual dos efluentes.

Além disso, para usuários de abastecimento urbano é necessário revisar a equação do benefício econômico total, a fim de garantir que os valores de cobrança não subestimem o benefício real gerado. Em relação aos usuários industriais, cujos valores são mais elevados, é recomendável realizar uma avaliação detalhada das indústrias na bacia e elaborar curvas de benefício econômico em consideração o tipo

de indústria e as concentrações de poluentes lançados. Isso garantirá que a cobrança reflita com precisão os custos das externalidades geradas pelas indústrias.

As principais restrições relacionadas às soluções dizem respeito ao abastecimento público, que apresentou as menores vazões alocadas. A demanda para abastecimento público precisa ser suprida e, com a tendência de aumento da população, não é viável fazer grandes reduções da vazão captada. Algumas possibilidades para redução do volume captado são a diminuição das perdas na distribuição de água e a busca por fontes alternativas para usos não potáveis.

Devido a limitações computacionais e de tempo disponível, não foi possível obter a fronteira de Pareto global, ou seja, os resultados apresentados representam ótimos locais. Estima-se que seria necessário pelo menos um mês de simulação ininterrupta do modelo para se obter ótimos globais. Além disso, apesar de constar no manual do BORG-MOEA, não foi possível inserir restrições no modelo, sendo necessário contornar com pós-processamento, que também contribuiu para aumento do tempo computacional. Portanto, é necessário compreender e verificar alternativas para que seja possível inserir restrições no BORG-MOEA, tais como vazão mínima ou máxima outorgada por usuário e vazão total outorgada na bacia. Ainda, pode-se utilizar outro algoritmo evolucionário para o modelo hidroeconômico.

Por fim, é importante o desenvolvimento de uma proposta de diretrizes para a cobrança pelo lançamento de efluentes, considerando a mesma lógica apresentada para a cobrança pela captação de água bruta, de forma a subsidiar a definição de valores de PPU.

9 CONCLUSÕES

Neste estudo foi elaborado um modelo hidroeconômico com simulação da qualidade da água (modelo QUAL-UFMG) acoplada ao algoritmo evolucionário (BORG-MOEA) proporcionando a avaliação de alocações de água entre diferentes níveis de qualidade da água e desempenho econômico. A partir disso, foram calculados os valores econômicos pelo uso da água e propostas diretrizes para a cobrança pela captação.

O desenvolvimento deste estudo foi motivado pela dinâmica atual do sistema de gestão dos recursos hídricos, que atua predominantemente de forma fragmentada, ou seja, com pouca ou nenhuma integração dos instrumentos de gestão. A proposta deste estudo baseia-se na internalização, por parte dos usuários, dos custos das externalidades, que vai ao encontro dos objetivos da cobrança dispostos na Lei das Águas, sinalizando ao usuário o valor econômico da água e promovendo o uso racional.

A bacia hidrográfica do rio dos Sinos foi selecionada como área de estudo para aplicação da metodologia. Os municípios localizados nessa bacia ainda têm coleta e tratamento de esgotos muito precária, que contribui para uma qualidade da água inferior e não proporciona o bem-estar adequado à população. A presença de indústrias de diferentes setores na bacia também é um agravante, pois não se tem conhecimento das características dos efluentes e, como não há outorga para lançamento, não se sabe os volumes despejados.

O modelo de qualidade da água foi calibrado a partir de dados observados na bacia, obtendo-se resultados satisfatórios para os parâmetros OD, DBO, fósforo total e nitrogênio total. Em especial, o parâmetro OD apresentou o menor coeficiente de correlação e o maior erro médio absoluto. Observou-se que os valores medidos de OD são muito parecidos em diferentes trechos da bacia e não variam com a DBO conforme esperado.

A simulação do cenário atual da bacia, com base nas vazões outorgadas em 2022 do SIOU e lançamento de efluente estimado com base em percentuais fixos, representa uma solução dominada na Fronteira de Pareto. Isto é, o benefício econômico líquido é inferior às soluções do cenário otimizado, enquanto a soma da concentração de fósforo total na bacia é maior. Os resultados do cenário otimizado indicaram que através de diferentes alocações do uso da água entre os usuários e

nos diversos trechos da bacia é possível obter melhor qualidade ambiental e maior benefício econômico.

A partir das soluções obtidas pelo modelo de otimização, foram obtidos valores econômicos pela captação de água bruta variando de -1,05 a 0,83 R\$/m³ para irrigantes -25,86 a 16,39 R\$/m³ para abastecimento público e -77,82 a 53,54 R\$/m³ para a indústria. Os valores negativos indicam trechos em que seria interessante a instalação de novos usuário. Apesar de serem valores relativamente altos em relação aos praticados atualmente no Brasil, quando comparados ao mercado de água do Chile, estão dentro da faixa praticada.

Os valores obtidos servem como referência para representar as externalidades geradas pela uso da água dos usuários nos trechos da bacia, indicando trechos com maior escassez ou maior aptidão para recebimento de novos usuários. É evidente que a cobrança pelo uso da água deve ser implementada gradualmente, sendo extremamente necessária a conscientização dos usuários.

A proposta de diretrizes para a cobrança consiste num modelo que considera um valor mínimo pago por todos os usuários, determinado a partir de custos básicos de gestão na bacia rateados entre usuários e um indicador de atratividade, determinado a partir dos resultados dos valores econômicos da água, variando de 0 a 1.

Em relação ao lançamento de efluentes, o parâmetro fósforo total foi selecionado para análise, tendo em vista que é um dos nutrientes que contribuem para a eutrofização dos corpos hídricos e exige tratamento avançado de efluentes para maior eficiência de remoção, além de estar presente em diversos lançamentos industriais. Os valores econômicos variaram de -305,71 a 305,71 R\$/m³, sendo que os valores negativos indicam que no cenário otimizado a carga de fósforo lançada é superior a do cenário atual. Isto se deve ao fato da alocação das outorgas nos cenários.

Destaca-se que os valores de referência obtidos neste estudo estão relacionados à seleção de uma solução do modelo hidroeconômico com benefícios econômicos próximos aos do cenário atual. Isto significa que, caso os tomadores de decisão optem por uma política mais econômica ou mais ambiental em relação ao cenário apresentado, os valores sofrerão alterações nos trechos. Ainda, cabe mencionar que não foram obtidas soluções ótimas globais, apenas locais, havendo margem para obtenção de soluções ainda mais otimizadas para a bacia.

Este estudo contribui para o meio acadêmico e para a sociedade propondo uma visão integrada de aspectos econômicos e ambientais, por meio da utilização de ferramentas computacionais. Destaca-se a necessidade de que, além dos tomadores de decisão, os usuários também entendam os impactos que seus usos da água geram na bacia, e que se deve cobrir os custos das externalidades. Um usuário consciente poderá fazer suas escolhas, como por exemplo, se instalar em outro local, investir em tratamento de efluentes, aumentar sua eficiência de uso da água, entre outros.

10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Cadernos de Capacitação em Recursos Hídricos - Volume 5: Planos de recursos hídricos e enquadramento dos corpos de água**. 2013. Disponível em: <<http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2013/planoDeRecursoSHidricosEnquadramento.pdf>>. Acesso em: 20 jun. 2022

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Água na indústria: uso e coeficientes técnicos**. Brasília, DF: 2017b.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Atlas irrigação: uso da água na agricultura irrigada**. 1a. edição ed. Brasília, DF: ANA, 2017b.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018: informe anual**. Brasília, DF: ANA, 2018a.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Instrumentos econômicos aplicados à gestão dos recursos hídricos: Caminhos para sua adoção em situações de conflito pelo uso da água no Brasil**. Brasília, DF: ANA, 2018b.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **ATLAS Esgotos - Estações de Tratamento de Esgoto (2013) (Planilha)**. 2013. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/1d8cea87-3d7b-49ff-86b8-966d96c9eb01>>

AGÊNCIA NACIONAL DE AGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Resolução N° 1.938, de 30 de outubro de 2017**. 30 out. 2017. Disponível em: <<https://www.ceivap.org.br/resolucoes/ana/2017/1938-2017.pdf>>

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **ATLAS Esgotos - Estações de Tratamento de Esgoto (2019) (Planilha)**. 2019. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/1d8cea87-3d7b-49ff-86b8-966d96c9eb01>>

AGÊNCIA NACIONAL DE AGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Orientações Gerais para a Implementação da Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos em Bacias Hidrográficas**. [s.d.].

ALBADR, M. A. et al. Genetic Algorithm Based on Natural Selection Theory for Optimization Problems. **Symmetry**, v. 12, n. 11, p. 1758, 23 out. 2020.

AL-JAWAD, J. Y.; KALIN, R. M. Assessment of Water Resources Management Strategy under Different Evolutionary Optimization Techniques. **Water**, v. 11, n. 10, p. 2021, 28 set. 2019.

ARJOON, D.; TILMANT, A.; HERRMANN, M. Sharing water and benefits in transboundary river basins. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 20, n. 6, p. 2135–2150, 3 jun. 2016.

ASSIS, W. D. DE; RIBEIRO, M. M. R.; MORAES, M. M. G. A. DE. Proposição de melhorias para o Sistema de Cobrança pelo Uso da Água Bruta da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 4, p. 779–790, ago. 2018.

BACCOUR, S. et al. Hydroeconomic modeling for assessing water scarcity and agricultural pollution abatement policies in the Ebro River Basin, Spain. **Journal of Cleaner Production**, v. 327, p. 129459, dez. 2021.

BACK, T.; HAMMEL, U.; SCHWEFEL, H.-P. Evolutionary computation: comments on the history and current state. **IEEE Transactions on Evolutionary Computation**, v. 1, n. 1, p. 3–17, abr. 1997.

BANCO MUNDIAL. Volume IV - Tema 4: Sustentabilidade Financeira. Em: **Diálogos para Aperfeiçoamento da Política do Sistema de Recursos Hídricos no Brasil**. Brasília, DF: 2018a.

BANCO MUNDIAL. Volume I - Relatório Consolidado. Em: **Diálogos para Aperfeiçoamento da Política do Sistema de Recursos Hídricos no Brasil**. Brasília, DF: 2018a.

BANCO MUNDIAL. Volume IV - Tema 3: Planos de Recursos Hídricos em Bacias Hidrográficas. Em: **Diálogos para Aperfeiçoamento da Política do Sistema de Recursos Hídricos no Brasil**. Brasília, DF: 2018b.

BAUER, C. J. Results of Chilean water markets: Empirical research since 1990. **Water Resources Research**, v. 40, n. 9, p. 2003WR002838, set. 2004.

BENNIS, F.; BHATTACHARJYA, R. K. (EDS.). **Nature-Inspired Methods for Metaheuristics Optimization: Algorithms and Applications in Science and Engineering**. Cham: Springer International Publishing, 2020. v. 16

BITENCOURT, C.; FERNANDES, C.; GALLEGO, C. Panorama do enquadramento no Brasil: Uma reflexão crítica. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 16, n. 1, p. 9–9, 11 jul. 2019.

BORGET, A.; MARTINS, J. Um enfoque econômico na análise da margem de contribuição. **IX Congresso Brasileiro de Custos**, 2002.

BRASIL. Lei nº9.433, de 8 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. 8 jan. 1997.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. 17 mar. 2005. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. , 13 maio 2011. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 18 nov. 2019

CÁNEPA, E. M.; PEREIRA, J. S.; LANNA, A. E. L. A Política de Recursos Hídricos e o Princípio Usuário-Pagador (PUP). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 4, n. 1, p. 103–117, 1999.

CARDOSO-SILVA, S.; FERREIRA, T.; POMPÊO, M. L. M. Diretiva Quadro D'Água: uma revisão crítica e a possibilidade de aplicação ao Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 16, n. 1, p. 39–58, mar. 2013.

CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G. J. **QUAL2K A modelling framework for simulating river and stream water quality**. [s.l.] Civil and Environmental Engineering Dept Tufts University, 1996.

CHILE - MINISTERIO DE JUSTICIA. Ley 9.909: Código de Águas. . 29 maio 1951.

CHILE - MINISTERIO DE JUSTICIA. Decreto com Força de Lei 1122: Código de Aguas. . 29 out. 1981.

CHILE - MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS. Ley 21.435: Reforma el Código de Águas. . 6 abr. 2022.

COMITÊ DO LAGO GUAÍBA. **Comitê do Lagoa Guaíba - Caderno de Informações 2**. 2004.

COMITÊ SINOS. **Plano de Gerenciamento da bacia hidrográfica do Rio dos Sinos: Atividade 3.3 - síntese da situação atual dos recursos hídricos**. , 2009.

COMITÊ SINOS. **Plano de Gerenciamento da bacia hidrográfica do Rio dos Sinos: Atividade 5.2 - Definição dos critérios de outorga do uso da água na Bacia do Rio dos Sinos**. 2010.

COMITÊ SINOS. **Plano de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos: Meta 5 - Atividade 5.3 - Síntese do Plano de Bacia**. , 2010b. . Acesso em: 28 set. 2019

COMITÊ SINOS. **Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos**. Disponível em: <<http://www.comitesinos.com.br/bacia-hidrografica-do-rio-dos-sinos>>. Acesso em: 29 set. 2019.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB) (ED.). **Apêndice C - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem.** , 2021.

COMPANHIA RIO GRANDENSE DE SANEAMENTO (CORSAN). **Tabela Tarifária CORSAN 2022.** jul. 2022. Disponível em: <<https://www.corsan.com.br/upload/arquivos/202207/01113819-ager-2022-2023-tabela-tarifaria.pdf>>

COMUNIDADE EUROPEIA. Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho. 23 out. 2000, p. 0001–0073.

CONSELHO DE RECURSOS HÍDRICOS DO RIO GRANDE DO SUL (CRH). Resolução CRH nº 149 de 1º de julho de 2014. 1 jul. 2014.

CONSÓRCIO PROFILL-RHAMA. **Caderno de Enquadramento dos Corpos d'Água:** Primeira Revisão do Plano das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá 2010 a 2020. Porto Alegre, RS: 2019.

DALCIN, A. P. **Proposta de integração de instrumentos de gestão para estratégias de alocação da água de longo prazo.** Dissertação (Mestrado em Economia)—Porto Alegre, RS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2019.

DALCIN, A. P.; MARQUES, G. F. Integrating Water Management Instruments to Reconcile a Hydro-Economic Water.pdf. **Water Resources Research**, p. 21, 2020.

DE FARIA, R. C.; NOGUEIRA, J. M. Métodos de precificação da água e uma análise dos mananciais hídricos do Parque Nacional de Brasília. **Revista Econômica do Nordeste**, v. 35, n. 2, 2004.

DEPARTAMENTO DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO (DRHS); SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E INFRAESTRUTURA (SEMA). **NOTA TÉCNICA nº 004/2021/DIPLA/DRHS.** 2021.

DEPARTAMENTO DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO (DRHS); SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (SEMA). **Portaria DRHS nº 09/2022.** 2022.

DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS (DRH). **Atualização do Balanço Hídrico da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos.** Porto Alegre, RS: 2017.

DIVISÃO DE PLANEJAMENTO E RECURSOS HÍDRICOS (DIPLA); DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS (DRH). **Nota Técnica nº 002/2020/DIPLA/DRHS.** 2020.

DONOSO, G. Integrated water management in Chile. Em: MARTINEZ-SANTOS, P. et al. (Eds.). **Integrated Water Resources Management in the 21st Century: Revisiting the paradigm**. [s.l.] CRC Press, 2014. p. 217–233.

EVANS, J. D. **James D. Straightforward statistics for the behavioral sciences**. [s.l.] Thomson Brooks/Cole Publishing Co, 1996.

FARIA, P. O.; SANTOS, S. M. DOS; PIZELLA. Desafios do enquadramento das águas doces superficiais nas bacias de rios estaduais: o que dizem os membros dos comitês e pesquisadores da área? v. 19, p. 19, 2022.

FERRAZ, A.; JUNIOR, B. Modelo decisório para a outorga de direito ao uso da água no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, n. 1, p. 5–19, 1998.

FONTES, A.; SOUZA, M. Modelo de Cobrança para a Gestão da Escassez de Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 9, n. 2, p. 57–114, 2004.

FORGIARINI, F.; SILVEIRA, G.; CRUZ, J. Modelagem da Cobrança pelo uso da Água Bruta na Bacia do Rio Santa Maria/RS: I - Estratégia Metodológica e Adaptação à Bacia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 1, p. 65–77, 2008a.

FORGIARINI, F.; SILVEIRA, G.; CRUZ, J. Modelagem da Cobrança pelo uso da Água Bruta na Bacia do Rio Santa Maria/RS: - II - Aplicação em Escala Real e Validação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 1, p. 79–89, 2008b.

GIULIANI, M. **Agent-based water resources management in complex decision-making contexts**. Tese de Doutorado—Milão, Itália: Politecnico di Milano, 2013.

GLOBAL WATER PARTNERSHIP. **Integrated water resources management**. Stockholm: Global water partnership, 2000.

GOMES, S. H. R. et al. Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 2, p. 275–285, mar. 2018.

GOMES, T. M. et al. AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DE NITRITO, AMÔNIO E NITRATO PROVENIENTES DA URÉIA APLICADA VIA SISTEMA DE IRRIGAÇÃO POR GOTEJAMENTO. **IRRIGA**, v. 3, n. 2, p. 29–35, 12 ago. 1998.

GRIFFIN, R. C. **Water resource economics: the analysis of scarcity, policies, and projects**. Massachusetts: The MIT Press, 2006.

GRIFFIN, R. C. **Water resource economics: the analysis of scarcity, policies, and projects**. 2. ed. Cambridge, Massachusetts: The MIT Press, 2016.

GULIK, T. VAN DER et al. **Agriculture Water Demand Model: Repor for the Similkameen Watershed**. 2013.

HADKA, D.; REED, P. Borg: An Auto-Adaptive Many-Objective Evolutionary Computing Framework. **Evolutionary Computation**, v. 21, n. 2, p. 231–259, maio 2013.

HAROU, J. J. et al. Hydro-economic models: Concepts, design, applications, and future prospects. **Journal of Hydrology**, v. 375, n. 3–4, p. 627–643, set. 2009.

HE, C.; HARDEN, C. P.; LIU, Y. Comparison of water resources management between China and the United States. **Geography and Sustainability**, v. 1, n. 2, p. 98–108, jun. 2020.

HOWITT, R. E. et al. Calibrating disaggregate economic models of agricultural production and water management. **Environmental Modelling & Software**, v. 38, p. 244–258, dez. 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE) (ED.). **Censo Demográfico**. 2010.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, United Kingdon and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2013.

JENKINS, M. W. et al. Optimization of California’s Water Supply System: Results and Insights. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 130, n. 4, p. 271–280, jul. 2004.

JI, Z.-G. **Hydrodynamics and water quality: modelling rivers, lakes, and estuaries**. John Wiley & Sons, 2017.

JIANG, F. et al. Estimation of Costs of Phosphorus Removal In Wastewater Treatment Facilities: Adaptation of Existing Facilities. **Water Policy Working Paper**, v. 11, p. 45, 2005.

KAYSER, R. H. B. **Sistema de suporte à decisão para gerenciamento de recursos hídricos integrado a um SIG: desenvolvimento e aplicação na Bacia do Rio dos Sinos**. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Engenharia Ambiental)—Porto Alegre, RS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2011.

KAZI, T. G. et al. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, n. 2, p. 301–309, fev. 2009.

KUELE, P. M. **Cobrança pelo uso da água na Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos a partir dos custos de internalização da poluição**. Porto Alegre, RS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2019.

LAIGNEAU, P. COBRANÇA PELOS USOS DA ÁGUA NA FRANÇA. **XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2011.

LEE, C. **Models in Planning: An introduction to the use of quantitative models in planning**. [s.l.] Pergamon Press, 1973.

LI, J. et al. A two-stage water allocation strategy for developing regional economic-environment sustainability. **Journal of Environmental Management**, v. 244, p. 189–198, ago. 2019.

LI, Y. et al. Investigation of the allocation and trading strategy of wastewater emission permits considering ecological compensation. **Environmental Technology & Innovation**, v. 30, p. 103103, maio 2023.

LIMA, D. R. D. **Calibração automática do modelo de qualidade de água HEC-RAS NSM-I integrado ao SCE-UA**. Porto Alegre, RS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2019.

LUENBERGER, D. G. Externalities and benefits. **Journal of Mathematical Economics**, v. 24, n. 2, p. 159–177, 1995.

MACHADO, E. S.; KNAPIK, H. G.; BITENCOURT, C. DE C. A. DE. Considerações sobre o processo de enquadramento de corpos de água. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 2, p. 261–269, abr. 2019.

MACHADO, T. D.; MARQUES, G. F. **Avaliação do custo da escassez de água em estratégias de aplicação para períodos críticos**. Brasília, DF: 2015.

MAGALHÃES, A. S. Quanto Vale a Água Que Usamos? Projeções Dos Impactos Econômicos De Restrições Ao Uso E Elevação De Preços Da Água Na Região Metropolitana De Belo Horizonte. **Revista de Economia (Curitiba)**, v. 43, p. 1–22, 2016.

MARQUES, G. F. et al. Economically Driven Simulation of Regional Water Systems: Friant-Kern, California. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 132, n. 6, p. 468–479, nov. 2006.

MARQUES, G. F. et al. Operacionalização da articulação entre Planos de bacia & Cobrança pelo uso da água com suporte de Ferramenta de Simulação Financeira - Aplicação Bacias PCJ. **XXIV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS**, 2021.

MARQUES, S. M. **Aplicação de algoritmos genéticos em operação de redes de distribuição de água com o uso de softwares R e EPANET visando ao controle de perdas de água – estudo em uma rede teórica**. Dissertação de mestrado— Itajubá - MG: Universidade Federal de Itajubá, 2023.

MATTIUZI, C. D. P. et al. The economic value of water in crop productions and policy implications in southern Brazil. **Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Water Management**, v. 175, n. 1, p. 1–13, fev. 2022.

MEADE, J. E. External economies and diseconomies in a competitive situation. **The Economic Journal**, v. 62, n. 245, p. 54–67, 1952.

MILLER, R. L. **Microeconomia: teoria, questões e aplicações**. São Paulo: Mcgraw-Hill, 1981.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA); CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS (CNRH). **Resolução CNRH nº 48, de 21 de março de 2005**. , 21 mar. 2005. Disponível em: <<https://www.mpf.mp.br/atuacao-tematica/ccr4/dados-da-atuacao/projetos/qualidade-da-agua/legislacao/resolucoes/resolucao-cnrh-no-48-de-21-de-marco-de-2005/view>>

MORAES, M. M. G. A. D. et al. SISTEMA DE APOIO A DECISÃO ESPACIAL NA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO USANDO MODELOS ECONÔMICO-INTEGRADOS. **XXI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS**, 2015.

MOTA, A. DE O. **Proposição metodológica para avaliação da implementação de planos diretores de recursos hídricos**. Belo Horizonte - MG: Universidade Federal de Minas Gerais, 2018.

NYAMBOD, E. M.; NAZMUL, H. Integrated Water Resources Management and Poverty Eradication –Policy Analysis of Bangladesh and Cameroon. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 02, n. 03, p. 191–198, 2010.

OLIVEIRA, A. R. M. DE et al. Alternative mechanisms of charging for use of water resources in wastewater assimilation. **RBRH**, v. 22, n. 0, 2017.

OLIVEIRA, E. et al. Abordagem hidroeconômica como subsídio à tomada de decisão na alocação de água em reservatório do semiárido brasileiro. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 18, n. 1, p. 23–0, 28 out. 2021.

OLIVEIRA, G. S.; PEREIRA, A. A. Efeitos da implantação e operação do complexo minerário do sistema Minas-Rio na qualidade das águas superficiais. **Holos Environment**, v. 19, n. 1, p. 22, 7 mar. 2019.

ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO (OCDE). **Governança dos Recursos Hídricos no Brasil**. OECD, 2015.

ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO (OCDE). **Cobranças pelo uso de recursos hídricos no Brasil: Caminhos a seguir**. Paris: Éditions OCDE, 2017. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.1787/9789264288423-pt>>. Acesso em: 20 jul. 2019.

ORTIZ-PARTIDA, J. P. et al. Hydro-Economic Modeling of Water Resources Management Challenges: Current Applications and Future Directions. **Water Economics and Policy**, v. 09, n. 01, mar. 2023.

PADOVESI-FONSECA, C.; DE FARIA, R. S. Desafios da gestão integrada de recursos hídricos no Brasil e na Europa. **Revista Mineira de Recursos Hídricos**, v. 3, p. 28, 2022.

PEREIRA, J. S. **Análise de critérios de outorga e de cobrança pelo uso da água na Bacia do Rio dos Sinos, RS**. Porto Alegre, RS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1996.

PIGOU, A. C. **The Economics of Welfare: Volume II**. London: Macmillan & Co, 1920.

PINHEIRO, R. et al. Outorga para Lançamento de Efluentes - Uma Metodologia de Apoio à Gestão de Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 4, p. 55–65, 2013.

PINZON, A. R. **Simulação de qualidade da água utilizando os modelos WARM-GIS e QUAL-UFMG: Estudo de caso do rio Novo - ES**. Trabalho de conclusão de curso (Graduação)—Porto Alegre, RS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2018.

PROFILL ENGENHARIA E AMBIENTE. **Processo de Planejamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos - Fase C: Relatório Final RT1: Fase Inicial e Fase A**. Porto Alegre, RS: [s.n.].

PROFILL ENGENHARIA E AMBIENTE. **Relatório Técnico 2 RT2: Fase B – Complementação do Enquadramento**. Porto Alegre, RS: 2014b.

PROFILL ENGENHARIA E AMBIENTE. **Relatório Final RT3 Fase C – Programa de Ações**. Porto Alegre, RS: 2014c.

PROFILL ENGENHARIA E AMBIENTE. **Relatório Final RT4: Fase C – Plano de Bacia**. Porto Alegre, RS: 2014a.

PULIDO-VELAZQUEZ, M. et al. Hydro-economic river basin modelling: The application of a holistic surface–groundwater model to assess opportunity costs of water use in Spain. **Ecological Economics**, v. 66, n. 1, p. 51–65, maio 2008.

PULIDO-VELAZQUEZ, M.; ALVAREZ-MENDIOLA, E.; ANDREU, J. Design of Efficient Water Pricing Policies Integrating Basinwide Resource Opportunity Costs. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 139, 2013.

QI, D.; WU, Q.; ZHU, J. Nitrogen and phosphorus losses from paddy fields and the yield of rice with different water and nitrogen management practices. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 9734, 16 jun. 2020.

QUELS SONT LES ACTEURS DE L'EAU EN FRANCE ? Le Centre d'Information sur l'Eau (C.I.EAU), 2019. Disponível em: <<https://www.cieau.com/le-metier-de-leau/quels-sont-les-acteurs-de-leau-en-france/>>. Acesso em: 3 maio. 2023

RAMOS, P. R. **Modelo para outorga de uso da água utilizando a metodologia multicritério de apoio à decisão: estudo de caso da Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão do Sul**. Florianópolis-SC: UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 2005.

REED, P. M. et al. Evolutionary multiobjective optimization in water resources: The past, present, and future. **Advances in Water Resources**, v. 51, p. 438–456, jan. 2013.

REIS, T. P. **Modelagem matemática da qualidade de água para o Alto Rio das Velhas/MG**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)—Ouro Preto, MG: Universidade Federal de Ouro Preto, 2009.

REPUBLIQUE FRANÇAISE. **Décret n°66-700 du 14 septembre 1966 relatif aux agences financières de bassin créées par l'article 14 de la loi n° 64-1245 du 16 décembre 1964**. , 14 set. 1966.

RIBEIRO, M. M. R.; LANNA, A. E. L. Instrumentos regulatórios e econômicos - aplicabilidade à gestão das águas e à Bacia do Rio Pirapama, PE. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 4, p. 41–70, 2001.

RIEDIGER, P. I. **Estratégias de investimento em saneamento para o alcance do Enquadramento, considerando trade-offs entre custos dos investimentos e benefícios econômicos na bacia Rio Jundiá (SP)**. Dissertação (Mestrado)—Porto Alegre, RS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2019.

RIEDIGER, P. I.; MARQUES, G. F. Qual o benefício econômico de antecipar a meta de enquadramento? Análise de caso no Jundiá-SP. **XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2019.

RIQUIERI, J. **Comparação entre ferramentas computacionais de modelagem da qualidade da água em ambiente lótico**. Universidade Federal de Uberlândia, 28 set. 2018.

SANTOS, S. M. et al. Planos de Bacia e seus desafios: o caso da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê – SP. **Ambiente & Sociedade**, v. 23, n. 2020, 2020.

SCHARDONG, A. **Aplicação de algoritmos evolucionários à gestão integrada de sistemas de recursos hídricos**. Doutorado em Engenharia Hidráulica—São Paulo: Universidade de São Paulo, 20 jun. 2011.

SCHARDONG, A.; SIMONOVIC, S. P. Avanços em algoritmos evolucionários para otimização multi-objetivo. p. 12, 2013.

SCHVARTZMAN, A.; NASCIMENTO, N.; VON SPERLING, M. Outorga e Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos: Aplicação à Bacia do Rio Paraopeba, MG. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n. 1, p. 103–122, 2002.

SECRETARIA DO ESTADO DO MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (SEMA). Portaria SEMA nº 110/2018. . 31 ago. 2018.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E INFRAESTRUTURA (SEMA). **Resolução CONSEMA nº 355/2017**. 13 jul. 2017.

SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (SEMA); DEPARTAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS (DRH). **Consolidação do conhecimento sobre os recursos hídricos da Bacia do Rio Pardo e elaboração do programa de ações da sub-bacia do Rio Pardinho**. 2005.

SILVA, G. N. S. DA; MORAES, M. M. G. A. DE; SILVA, A. C. S. DA. HEAL - UM SISTEMA DE APOIO A DECISÃO ESPACIAL NA ALOCAÇÃO DE ÁGUA INCORPORANDO MODELOS HIDROECONÔMICOS. **XXIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS**, p. 10, 2019.

SILVA, R. T.; PORTO, M. F. DO A. Gestão urbana e gestão das águas: caminhos da integração. **Estudos Avançados**, v. 17, n. 47, p. 129–145, abr. 2003.

SOUSA, P. et al. Simulação de cobrança pelo uso dos recursos hídricos na bacia do ribeirão Taquarussu Grande, Palmas-TO/Simulation of charging for the use of water resources in the basin of ribeirão Taquarussu Grande, Palmas-TO. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 12, n. 2, p. 17–24, 2015.

SOUZA, M. A cobrança e a água como bem comum. **Revista Brasileira de Engenharia - Caderno de Recursos Hídricos**, v. 13, n. 1, 1995.

SPISILA, C.; NAVARRO, R. M.; GERIGK, W. **A utilização do custo de oportunidade pela contabilidade gerencial: um estudo de caso**. . Em: XVI CONGRESSO BRASILEIRO DE CUSTOS. Fortaleza, CE: 2009.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. **III. Factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration**: A Study of the pollution and natural purification of the Ohio river. Washington, DC: 1925.

SUGASINI, A.; RAJAGOPAL, K. Characterization of Physicochemical Parameters and heavy metal Analysis of Tannery Effluent. 2015.

TEODORO, A. et al. Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 275–288, set. 2013.

THOMAS, P. T. **PROPOSTA DE UMA METODOLOGIA DE COBRANÇA PELO USO DA ÁGUA VINCULADA À ESCASSEZ**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, 2002.

UNIVERSITY OF NOTRE DAME. **Textbook Materials**. Disponível em: <<https://www3.nd.edu/~cwilber/econ504/504book/504book.html>>.

U.S ARMY ENGINEER RESEARCH AND DEVELOPMENT CENTER. **HEC-RAS River Analysis System: Users Manual**. Davis, CA: 2016.

U.S ARMY ENGINEER RESEARCH AND DEVELOPMENT CENTER. **Introduction to HEC-RAS**. 2022.

VICHETE, W. D.; JÚNIOR, A. V. M. Modelo hidro-econômico de alocação de água nos reservatórios do sistema Cantareira. **XXIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HIDRÍCOS**, p. 10, 2019.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2. ed. Belo Horizonte, MG: Editora UFMG, 2014a. v. 7

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2014b. v. 1

WARD, F. A. Hydroeconomic Analysis to Guide Climate Adaptation Plans. **Frontiers in Water**, v. 3, p. 681475, 19 jul. 2021.

WATER EDUCATION FOUNDATION (ED.). **Layperson's Guide to Water Right Law**. Sacramento, California: 2020.

YE, Q. et al. Optimal allocation of physical water resources integrated with virtual water trade in water scarce regions: A case study for Beijing, China. **Water Research**, v. 129, p. 264–276, fev. 2018.

YOUNG, R. A.; LOOMIS, J. B. **Determining the economic value of water: concepts and methods**. 2. ed. New York: Routledge, 2014.

ZAMBERLAN, P. C. et al. A importância da implantação integrada dos instrumentos de gestão de recursos hídricos. **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, p. 12, 2007.

ZHENG, F. et al. Comparison of the Searching Behavior of NSGA-II, SAMODE, and Borg MOEAs Applied to Water Distribution System Design Problems. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 142, n. 7, p. 04016017, jul. 2016.

ZHONGLONG, Z.; JOHNSON, B. E.; U.S ARMY ENGINEER RESEARCH AND DEVELOPMENT CENTER. **Aquatic Nutrient Simulation Modules (NSMs) Developed for Hydrologic and Hydraulic Models**. Vicksburg, MS: 2016.

ZITZLER, E.; LAUMANN, M.; BLEULER, S. A Tutorial on Evolutionary Multiobjective Optimization. Em: GANDIBLEUX, X. et al. (Eds.). **Metaheuristics for Multiobjective Optimisation**. Lecture Notes in Economics and Mathematical Systems. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2004. v. 535p. 3–37.

11 ANEXO A – RESULTADOS DAS SOLUÇÕES OBTIDAS

Q: vazão outorgada (m³/s); BT: benefício econômico total (R\$/ano); W: carga (kg/ano); CP: concentração de fósforo (mg/L); ΔCP: diferença entre a concentração de fósforo no cenário e o limite da classe de enquadramento meta.

A solução “atual” refere-se ao cenário atual, com outorgas de acordo com informações do SIOUT para 2022. As soluções 1 a 6 são resultado do cenário otimizado.

Solução	Trecho	Sub-trecho	Q ₁ (m³/s)	Q ₂ (m³/s)	Q ₃ (m³/s)	Q total (m³/s)	BT ₁ (R\$/ano)	BT ₂ (R\$/ano)	BT ₃ (R\$/ano)	W fósforo removida (kg/ano)	CP (mg/L)	CP ECA (mg/L)	ΔCP (mg/L)	Atende ECA?
Atual	1 - Rio dos Sinos	1- Alto	2,26E-01	0,00E+00	1,20E-05	2,26E-01	1,01E+06	0,00E+00	1,48E+04	0	0,03	0,10	-0,07	ATENDE
Atual	1 - Rio dos Sinos	1- Médio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,02	0,10	-0,08	ATENDE
Atual	1 - Rio dos Sinos	1- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,02	0,10	-0,08	ATENDE
Atual	2 - Arroio Caraá	2- Alto	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,02	0,10	-0,08	ATENDE
Atual	2 - Arroio Caraá	2- Médio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,02	0,10	-0,08	ATENDE
Atual	2 - Arroio Caraá	2- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,02	0,10	-0,08	ATENDE
Atual	3 - Rio dos Sinos	3- Alto	9,24E-01	6,00E-02	8,65E-04	9,85E-01	3,94E+06	2,42E+07	1,06E+06	0	0,11	0,15	-0,04	ATENDE
Atual	3 - Rio dos Sinos	3- Médio	2,88E-01	0,00E+00	0,00E+00	2,88E-01	1,28E+06	0,00E+00	0,00E+00	0	0,08	0,15	-0,07	ATENDE
Atual	3 - Rio dos Sinos	3- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,10	0,15	-0,05	ATENDE
Atual	4 - Rio Rolante	4- Alto	3,75E-02	0,00E+00	0,00E+00	3,75E-02	1,70E+05	0,00E+00	0,00E+00	0	0,02	0,10	-0,08	ATENDE
Atual	4 - Rio Rolante	4- Médio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,02	0,10	-0,08	ATENDE
Atual	4 - Rio Rolante	4- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	2,22E-04	2,22E-04	0,00E+00	0,00E+00	2,73E+05	0	0,14	0,10	0,04	NÃO ATENDE
Atual	5 - Arroio Areia	5- Alto	0,00E+00	0,00E+00	2,78E-04	2,78E-04	0,00E+00	0,00E+00	3,42E+05	0	0,02	0,15	-0,13	ATENDE
Atual	5 - Arroio Areia	5- Médio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,02	0,15	-0,13	ATENDE
Atual	5 - Arroio Areia	5- Baixo	0,00E+00	4,50E-02	0,00E+00	4,50E-02	0,00E+00	1,82E+07	0,00E+00	0	0,38	0,15	0,23	NÃO ATENDE
Atual	6 - Rio Rolante	6- Alto	1,28E-01	0,00E+00	1,67E-02	1,45E-01	5,78E+05	0,00E+00	2,05E+07	0	0,14	0,15	-0,01	ATENDE
Atual	6 - Rio Rolante	6- Médio	5,39E-01	0,00E+00	0,00E+00	5,39E-01	2,36E+06	0,00E+00	0,00E+00	0	0,12	0,15	-0,03	ATENDE
Atual	6 - Rio Rolante	6- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,11	0,15	-0,04	ATENDE
Atual	7 - Rio dos Sinos	7- Alto	1,51E-01	0,00E+00	0,00E+00	1,51E-01	6,82E+05	0,00E+00	0,00E+00	0	0,09	0,15	-0,06	ATENDE
Atual	7 - Rio dos Sinos	7- Médio	0,00E+00	1,75E-01	0,00E+00	1,75E-01	0,00E+00	6,76E+07	0,00E+00	0	0,31	0,15	0,16	NÃO ATENDE
Atual	7 - Rio dos Sinos	7- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,30	0,15	0,15	NÃO ATENDE
Atual	8 - Rio da Ilha	8- Alto	0,00E+00	1,00E+00	0,00E+00	1,00E+00	0,00E+00	2,71E+08	0,00E+00	0	3,48	0,15	3,33	NÃO ATENDE
Atual	8 - Rio da Ilha	8- Médio	2,60E-01	8,20E-05	6,00E-02	3,20E-01	1,16E+06	3,37E+04	7,34E+07	0	1,19	0,15	1,04	NÃO ATENDE
Atual	8 - Rio da Ilha	8- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,66	0,15	0,51	NÃO ATENDE
Atual	9 - Rio Paranhana	9- Alto	3,78E-04	2,50E-01	6,94E-04	2,51E-01	1,72E+03	9,40E+07	8,53E+05	0	0,45	0,15	0,30	NÃO ATENDE
Atual	9 - Rio Paranhana	9- Médio	7,50E-04	2,00E-01	0,00E+00	2,01E-01	3,41E+03	7,66E+07	0,00E+00	0	0,43	0,15	0,28	NÃO ATENDE
Atual	9 - Rio Paranhana	9- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,29	0,15	0,14	NÃO ATENDE
Atual	10 - Rio dos Sinos	10- Alto	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,27	0,15	0,12	NÃO ATENDE
Atual	10 - Rio dos Sinos	10- Médio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,25	0,15	0,10	NÃO ATENDE
Atual	10 - Rio dos Sinos	10- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,24	0,15	0,09	NÃO ATENDE
Atual	11 - Rio dos Sinos	11- Alto	9,94E-02	0,00E+00	0,00E+00	9,94E-02	4,49E+05	0,00E+00	0,00E+00	0	0,23	0,15	0,08	NÃO ATENDE
Atual	11 - Rio dos Sinos	11- Médio	0,00E+00	1,00E+00	0,00E+00	1,00E+00	0,00E+00	2,71E+08	0,00E+00	0	0,43	0,15	0,28	NÃO ATENDE
Atual	11 - Rio dos Sinos	11- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	2,78E-04	2,78E-04	0,00E+00	0,00E+00	3,42E+05	0	0,41	0,15	0,26	NÃO ATENDE
Atual	12 - Rio dos Sinos	12- Alto	0,00E+00	1,30E+00	8,33E-03	1,31E+00	0,00E+00	2,97E+08	1,02E+07	0	0,62	0,15	0,47	NÃO ATENDE
Atual	12 - Rio dos Sinos	12- Médio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,61	0,15	0,46	NÃO ATENDE
Atual	12 - Rio dos Sinos	12- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,60	0,15	0,45	NÃO ATENDE
Atual	13 - Arroio Preto	13- Alto	1,00E-06	0,00E+00	0,00E+00	1,00E-06	4,55E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,02	0,15	-0,13	ATENDE
Atual	13 - Arroio Preto	13- Médio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,02	0,15	-0,13	ATENDE
Atual	13 - Arroio Preto	13- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,02	0,15	-0,13	ATENDE
Atual	14 - Rio dos Sinos	14- Alto	0,00E+00	0,00E+00	2,02E-02	2,02E-02	0,00E+00	0,00E+00	2,48E+07	0	0,58	0,15	0,43	NÃO ATENDE
Atual	14 - Rio dos Sinos	14- Médio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,57	0,15	0,42	NÃO ATENDE
Atual	14 - Rio dos Sinos	14- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,52	0,15	0,37	NÃO ATENDE
Atual	15 - Arroio Portão	15- Alto	0,00E+00	0,00E+00	1,97E-02	1,97E-02	0,00E+00	0,00E+00	2,42E+07	0	0,11	0,15	-0,04	ATENDE
Atual	15 - Arroio Portão	15- Médio	0,00E+00	0,00E+00	1,83E-03	1,83E-03	0,00E+00	0,00E+00	2,25E+06	0	0,07	0,15	-0,08	ATENDE
Atual	15 - Arroio Portão	15- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,06	0,15	-0,09	ATENDE
Atual	16 - Rio dos Sinos	16- Alto	0,00E+00	0,00E+00	1,21E+00	1,21E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,31E+09	0	0,62	0,15	0,47	NÃO ATENDE
Atual	16 - Rio dos Sinos	16- Médio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,61	0,15	0,46	NÃO ATENDE
Atual	16 - Rio dos Sinos	16- Baixo	2,40E-02	0,00E+00	0,00E+00	2,40E-02	1,09E+05	0,00E+00	0,00E+00	0	0,57	0,15	0,42	NÃO ATENDE
Atual	17 - Arroio Sapucaia	17- Alto	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,02	0,10	-0,08	ATENDE
Atual	17 - Arroio Sapucaia	17- Médio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,02	0,10	-0,08	ATENDE
Atual	17 - Arroio Sapucaia	17- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,02	0,10	-0,08	ATENDE
Atual	18 - Rio dos Sinos	18- Alto	0,00E+00	0,00E+00	2,00E-03	2,00E-03	0,00E+00	0,00E+00	2,46E+06	0	0,56	0,15	0,41	NÃO ATENDE

Solução	Trecho	Sub-trecho	Q ₁ (m³/s)	Q ₂ (m³/s)	Q ₃ (m³/s)	Q total (m³/s)	BT ₁ (R\$/ano)	BT ₂ (R\$/ano)	BT ₃ (R\$/ano)	W fósforo removida (kg/ano)	CP (mg/L)	CP ECA (mg/L)	ΔCP (mg/L)	Atende ECA?
Atual	18 - Rio dos Sinos	18- Médio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,56	0,15	0,41	NÃO ATENDE
Atual	18 - Rio dos Sinos	18- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0	0,55	0,15	0,40	NÃO ATENDE
1	1 - Rio dos Sinos	1- Alto	0,00E+00	0,00E+00	4,14E-02	4,14E-02	0,00E+00	0,00E+00	5,08E+07	4,48E+02	0,11	0,10	0,01	NÃO ATENDE
1	1 - Rio dos Sinos	1- Médio	3,14E-02	7,32E-02	4,19E-02	1,46E-01	1,43E+05	2,93E+07	5,13E+07	2,72E+03	0,37	0,10	0,27	NÃO ATENDE
1	1 - Rio dos Sinos	1- Baixo	6,73E-02	0,00E+00	4,81E-02	1,15E-01	3,05E+05	0,00E+00	5,88E+07	0,00E+00	0,24	0,10	0,14	NÃO ATENDE
1	2 - Arroio Caraá	2- Alto	3,19E-02	2,28E-02	2,28E-02	7,76E-02	1,45E+05	9,30E+06	2,80E+07	8,00E+02	0,42	0,10	0,32	NÃO ATENDE
1	2 - Arroio Caraá	2- Médio	3,49E-02	0,00E+00	0,00E+00	3,49E-02	1,58E+05	0,00E+00	0,00E+00	2,92E+02	0,07	0,10	-0,03	ATENDE
1	2 - Arroio Caraá	2- Baixo	2,30E-02	0,00E+00	0,00E+00	2,30E-02	1,05E+05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,05	0,10	-0,05	ATENDE
1	3 - Rio dos Sinos	3- Alto	5,49E-02	1,28E-01	0,00E+00	1,83E-01	2,49E+05	5,03E+07	0,00E+00	3,14E+03	0,15	0,15	0,00	ATENDE
1	3 - Rio dos Sinos	3- Médio	5,60E-02	5,60E-02	4,00E-02	1,52E-01	2,54E+05	2,26E+07	4,90E+07	2,35E+03	0,28	0,15	0,13	NÃO ATENDE
1	3 - Rio dos Sinos	3- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	4,19E-02	4,19E-02	0,00E+00	0,00E+00	5,13E+07	0,00E+00	0,38	0,15	0,23	NÃO ATENDE
1	4 - Rio Rolante	4- Alto	1,87E-01	0,00E+00	1,07E-01	2,94E-01	8,40E+05	0,00E+00	1,30E+08	0,00E+00	0,36	0,10	0,26	NÃO ATENDE
1	4 - Rio Rolante	4- Médio	2,01E-02	3,02E-02	7,04E-02	1,21E-01	9,14E+04	1,23E+07	8,60E+07	2,79E+03	0,17	0,10	0,07	NÃO ATENDE
1	4 - Rio Rolante	4- Baixo	9,57E-02	3,19E-02	0,00E+00	1,28E-01	4,33E+05	1,30E+07	0,00E+00	5,66E+03	0,17	0,10	0,07	NÃO ATENDE
1	5 - Arroio Areia	5- Alto	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,02	0,15	-0,13	ATENDE
1	5 - Arroio Areia	5- Médio	9,81E-02	2,80E-02	0,00E+00	1,26E-01	4,43E+05	1,14E+07	0,00E+00	9,94E+02	0,21	0,15	0,06	NÃO ATENDE
1	5 - Arroio Areia	5- Baixo	0,00E+00	4,59E-02	1,15E-01	1,61E-01	0,00E+00	1,86E+07	1,40E+08	0,00E+00	0,82	0,15	0,67	NÃO ATENDE
1	6 - Rio Rolante	6- Alto	9,44E-02	0,00E+00	9,44E-02	1,89E-01	4,27E+05	0,00E+00	1,15E+08	3,17E+03	0,09	0,15	-0,06	ATENDE
1	6 - Rio Rolante	6- Médio	3,10E-02	3,10E-02	3,10E-02	9,29E-02	1,41E+05	1,26E+07	3,80E+07	0,00E+00	0,18	0,15	0,03	NÃO ATENDE
1	6 - Rio Rolante	6- Baixo	4,88E-02	1,14E-01	1,14E-01	2,77E-01	2,21E+05	4,51E+07	1,39E+08	0,00E+00	0,48	0,15	0,33	NÃO ATENDE
1	7 - Rio dos Sinos	7- Alto	4,50E-02	6,01E-02	0,00E+00	1,05E-01	2,04E+05	2,42E+07	0,00E+00	1,29E+04	0,17	0,15	0,02	NÃO ATENDE
1	7 - Rio dos Sinos	7- Médio	7,20E-02	3,09E-02	7,20E-02	1,75E-01	3,26E+05	1,25E+07	8,79E+07	0,00E+00	0,20	0,15	0,05	NÃO ATENDE
1	7 - Rio dos Sinos	7- Baixo	5,30E-02	0,00E+00	0,00E+00	5,30E-02	2,40E+05	0,00E+00	0,00E+00	1,57E+04	0,11	0,15	-0,04	ATENDE
1	8 - Rio da Ilha	8- Alto	1,29E-01	1,85E-02	1,29E-01	2,77E-01	5,84E+05	7,55E+06	1,57E+08	1,66E+03	0,37	0,15	0,22	NÃO ATENDE
1	8 - Rio da Ilha	8- Médio	5,20E-02	0,00E+00	0,00E+00	5,20E-02	2,36E+05	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+03	0,07	0,15	-0,08	ATENDE
1	8 - Rio da Ilha	8- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	2,61E-01	2,61E-01	0,00E+00	0,00E+00	3,13E+08	3,10E+03	0,16	0,15	0,01	NÃO ATENDE
1	9 - Rio Paranhana	9- Alto	6,46E-01	0,00E+00	0,00E+00	6,46E-01	2,81E+06	0,00E+00	0,00E+00	1,37E+02	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
1	9 - Rio Paranhana	9- Médio	1,46E-01	0,00E+00	0,00E+00	1,46E-01	6,57E+05	0,00E+00	0,00E+00	1,85E+02	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
1	9 - Rio Paranhana	9- Baixo	0,00E+00	1,35E-01	3,15E-01	4,50E-01	0,00E+00	5,29E+07	3,75E+08	0,00E+00	0,42	0,15	0,27	NÃO ATENDE
1	10 - Rio dos Sinos	10- Alto	0,00E+00	7,00E-02	7,00E-02	1,40E-01	0,00E+00	2,81E+07	8,55E+07	0,00E+00	0,15	0,15	0,00	ATENDE
1	10 - Rio dos Sinos	10- Médio	6,55E-01	0,00E+00	0,00E+00	6,55E-01	2,85E+06	0,00E+00	0,00E+00	9,59E+03	0,07	0,15	-0,08	ATENDE
1	10 - Rio dos Sinos	10- Baixo	1,01E-01	1,01E-01	7,19E-02	2,73E-01	4,55E+05	3,99E+07	8,78E+07	9,18E+03	0,08	0,15	-0,07	ATENDE
1	11 - Rio dos Sinos	11- Alto	2,87E-02	4,78E-02	6,69E-02	1,43E-01	1,30E+05	1,93E+07	8,17E+07	8,40E+03	0,06	0,15	-0,09	ATENDE
1	11 - Rio dos Sinos	11- Médio	0,00E+00	5,00E-02	1,00E-01	1,50E-01	0,00E+00	2,02E+07	1,22E+08	4,07E+03	0,07	0,15	-0,08	ATENDE
1	11 - Rio dos Sinos	11- Baixo	1,89E-01	2,70E-02	0,00E+00	2,16E-01	8,49E+05	1,10E+07	0,00E+00	2,21E+03	0,07	0,15	-0,08	ATENDE
1	12 - Rio dos Sinos	12- Alto	0,00E+00	1,85E-02	1,29E-01	1,48E-01	0,00E+00	7,55E+06	1,57E+08	7,12E+03	0,06	0,15	-0,09	ATENDE
1	12 - Rio dos Sinos	12- Médio	8,35E-02	0,00E+00	2,39E-02	1,07E-01	3,78E+05	0,00E+00	2,93E+07	4,56E+03	0,02	0,15	-0,13	ATENDE
1	12 - Rio dos Sinos	12- Baixo	3,89E-02	3,89E-02	0,00E+00	7,79E-02	1,77E+05	1,58E+07	0,00E+00	3,31E+03	0,02	0,15	-0,13	ATENDE
1	13 - Arroio Preto	13- Alto	5,42E-03	0,00E+00	3,79E-02	4,34E-02	2,47E+04	0,00E+00	4,65E+07	2,89E+02	0,24	0,15	0,09	NÃO ATENDE
1	13 - Arroio Preto	13- Médio	2,21E-02	0,00E+00	0,00E+00	2,21E-02	1,00E+05	0,00E+00	0,00E+00	1,09E+02	0,07	0,15	-0,08	ATENDE
1	13 - Arroio Preto	13- Baixo	0,00E+00	2,87E-02	0,00E+00	2,87E-02	0,00E+00	1,17E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,05	0,15	-0,10	ATENDE
1	14 - Rio dos Sinos	14- Alto	7,36E-02	5,89E-02	0,00E+00	1,33E-01	3,33E+05	2,37E+07	0,00E+00	3,65E+03	0,02	0,15	-0,13	ATENDE
1	14 - Rio dos Sinos	14- Médio	5,27E-02	5,27E-02	0,00E+00	1,05E-01	2,39E+05	2,13E+07	0,00E+00	3,47E+03	0,02	0,15	-0,13	ATENDE
1	14 - Rio dos Sinos	14- Baixo	6,37E-02	3,64E-02	6,37E-02	1,64E-01	2,89E+05	1,48E+07	7,78E+07	0,00E+00	0,08	0,15	-0,07	ATENDE
1	15 - Arroio Portão	15- Alto	6,39E-02	6,39E-02	6,39E-02	1,92E-01	2,90E+05	2,57E+07	7,81E+07	2,17E+03	0,67	0,15	0,52	NÃO ATENDE
1	15 - Arroio Portão	15- Médio	2,79E-02	3,91E-02	2,23E-02	8,94E-02	1,27E+05	1,59E+07	2,74E+07	2,85E+03	0,33	0,15	0,18	NÃO ATENDE
1	15 - Arroio Portão	15- Baixo	4,56E-02	6,38E-02	3,64E-02	1,46E-01	2,07E+05	2,56E+07	4,47E+07	0,00E+00	0,61	0,15	0,46	NÃO ATENDE
1	16 - Rio dos Sinos	16- Alto	0,00E+00	1,40E-02	5,60E-02	7,00E-02	0,00E+00	5,73E+06	6,85E+07	8,44E+03	0,05	0,15	-0,10	ATENDE
1	16 - Rio dos Sinos	16- Médio	6,16E-02	5,28E-02	0,00E+00	1,14E-01	2,79E+05	2,13E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,08	0,15	-0,07	ATENDE
1	16 - Rio dos Sinos	16- Baixo	3,33E-02	0,00E+00	8,32E-02	1,16E-01	1,51E+05	0,00E+00	1,01E+08	3,26E+03	0,08	0,15	-0,07	ATENDE
1	17 - Arroio Sapucaia	17- Alto	5,73E-02	0,00E+00	8,59E-02	1,43E-01	2,60E+05	0,00E+00	1,05E+08	0,00E+00	0,51	0,10	0,41	NÃO ATENDE
1	17 - Arroio Sapucaia	17- Médio	2,66E-02	2,66E-02	1,14E-02	6,47E-02	1,21E+05	1,08E+07	1,40E+07	1,71E+03	0,22	0,10	0,12	NÃO ATENDE
1	17 - Arroio Sapucaia	17- Baixo	4,41E-02	1,89E-02	4,41E-02	1,07E-01	2,00E+05	7,72E+06	5,40E+07	1,75E+03	0,15	0,10	0,05	NÃO ATENDE
1	18 - Rio dos Sinos	18- Alto	1,19E-02	2,08E-02	2,08E-02	5,35E-02	5,40E+04	8,48E+06	2,55E+07	0,00E+00	0,09	0,15	-0,06	ATENDE
1	18 - Rio dos Sinos	18- Médio	9,84E-03	0,00E+00	9,84E-03	1,97E-02	4,48E+04	0,00E+00	1,21E+07	8,98E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
1	18 - Rio dos Sinos	18- Baixo	0,00E+00	3,18E-02	0,00E+00	3,18E-02	0,00E+00	1,29E+07	0,00E+00	4,81E+03	0,02	0,15	-0,13	ATENDE
2	1 - Rio dos Sinos	1- Alto	1,27E-01	0,00E+00	1,81E-02	1,45E-01	5,73E+05	0,00E+00	2,23E+07	2,26E+02	0,11	0,10	0,01	NÃO ATENDE

Solução	Trecho	Sub-trecho	Q ₁ (m³/s)	Q ₂ (m³/s)	Q ₃ (m³/s)	Q total (m³/s)	BT ₁ (R\$/ano)	BT ₂ (R\$/ano)	BT ₃ (R\$/ano)	W fósforo removida (kg/ano)	CP (mg/L)	CP ECA (mg/L)	ΔCP (mg/L)	Atende ECA?
2	1 - Rio dos Sinos	1- Médio	1,93E-02	1,38E-02	5,52E-03	3,86E-02	8,78E+04	5,64E+06	6,78E+06	2,58E+02	0,25	0,10	0,15	NÃO ATENDE
2	1 - Rio dos Sinos	1- Baixo	1,77E-02	3,55E-02	4,14E-02	9,46E-02	8,06E+04	1,44E+07	5,07E+07	2,73E+03	0,25	0,10	0,15	NÃO ATENDE
2	2 - Arroio Caraá	2- Alto	7,76E-03	2,33E-02	4,65E-02	7,76E-02	3,53E+04	9,49E+06	5,70E+07	9,17E+02	0,64	0,10	0,54	NÃO ATENDE
2	2 - Arroio Caraá	2- Médio	2,22E-02	0,00E+00	1,78E-02	4,00E-02	1,01E+05	0,00E+00	2,18E+07	6,79E+02	0,16	0,10	0,06	NÃO ATENDE
2	2 - Arroio Caraá	2- Baixo	1,64E-02	0,00E+00	4,11E-02	5,75E-02	7,47E+04	0,00E+00	5,03E+07	4,60E+02	0,22	0,10	0,12	NÃO ATENDE
2	3 - Rio dos Sinos	3- Alto	3,85E-02	7,71E-02	5,14E-02	1,67E-01	1,75E+05	3,08E+07	6,29E+07	3,09E+03	0,15	0,15	0,00	ATENDE
2	3 - Rio dos Sinos	3- Médio	7,60E-02	1,27E-02	6,33E-02	1,52E-01	3,44E+05	5,18E+06	7,74E+07	2,28E+03	0,13	0,15	-0,02	ATENDE
2	3 - Rio dos Sinos	3- Baixo	1,25E-01	0,00E+00	1,78E-02	1,42E-01	5,62E+05	0,00E+00	2,18E+07	3,83E+03	0,07	0,15	-0,08	ATENDE
2	4 - Rio Rolante	4- Alto	0,00E+00	4,20E-02	1,26E-01	1,68E-01	0,00E+00	1,70E+07	1,53E+08	0,00E+00	0,63	0,10	0,53	NÃO ATENDE
2	4 - Rio Rolante	4- Médio	9,70E-02	4,85E-02	1,13E-01	2,59E-01	4,39E+05	1,96E+07	1,38E+08	1,74E+03	0,60	0,10	0,50	NÃO ATENDE
2	4 - Rio Rolante	4- Baixo	1,69E-01	0,00E+00	3,38E-02	2,03E-01	7,61E+05	0,00E+00	4,15E+07	0,00E+00	0,43	0,10	0,33	NÃO ATENDE
2	5 - Arroio Areia	5- Alto	4,09E-02	0,00E+00	5,46E-02	9,55E-02	1,86E+05	0,00E+00	6,68E+07	0,00E+00	0,50	0,15	0,35	NÃO ATENDE
2	5 - Arroio Areia	5- Médio	1,70E-02	5,68E-03	1,99E-02	4,26E-02	7,75E+04	2,33E+06	2,44E+07	5,61E+02	0,33	0,15	0,18	NÃO ATENDE
2	5 - Arroio Areia	5- Baixo	1,13E-02	1,13E-02	7,88E-02	1,01E-01	5,12E+04	4,61E+06	9,62E+07	1,43E+03	0,38	0,15	0,23	NÃO ATENDE
2	6 - Rio Rolante	6- Alto	1,38E-01	0,00E+00	0,00E+00	1,38E-01	6,23E+05	0,00E+00	0,00E+00	5,45E+03	0,16	0,15	0,01	NÃO ATENDE
2	6 - Rio Rolante	6- Médio	2,21E-02	3,68E-02	3,68E-02	9,58E-02	1,00E+05	1,49E+07	4,51E+07	1,46E+03	0,23	0,15	0,08	NÃO ATENDE
2	6 - Rio Rolante	6- Baixo	4,00E-02	4,00E-02	5,17E-02	1,32E-01	1,82E+05	1,62E+07	6,33E+07	5,38E+03	0,13	0,15	-0,02	ATENDE
2	7 - Rio dos Sinos	7- Alto	5,33E-02	7,62E-03	5,33E-02	1,14E-01	2,42E+05	3,12E+06	6,52E+07	2,72E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
2	7 - Rio dos Sinos	7- Médio	5,32E-02	5,32E-02	3,99E-02	1,46E-01	2,41E+05	2,15E+07	4,89E+07	3,08E+03	0,06	0,15	-0,09	ATENDE
2	7 - Rio dos Sinos	7- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	7,75E-02	7,75E-02	0,00E+00	0,00E+00	9,46E+07	7,00E+03	0,06	0,15	-0,09	ATENDE
2	8 - Rio da Ilha	8- Alto	1,98E-01	0,00E+00	0,00E+00	1,98E-01	8,89E+05	0,00E+00	0,00E+00	6,75E+01	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
2	8 - Rio da Ilha	8- Médio	9,23E-02	0,00E+00	7,69E-02	1,69E-01	4,17E+05	0,00E+00	9,38E+07	9,32E+02	0,07	0,15	-0,08	ATENDE
2	8 - Rio da Ilha	8- Baixo	8,34E-02	2,08E-02	1,04E-01	2,08E-01	3,77E+05	8,51E+06	1,27E+08	2,33E+03	0,13	0,15	-0,02	ATENDE
2	9 - Rio Paranhana	9- Alto	9,23E-02	0,00E+00	3,69E-01	4,62E-01	4,18E+05	0,00E+00	4,37E+08	3,31E+03	0,18	0,15	0,03	NÃO ATENDE
2	9 - Rio Paranhana	9- Médio	1,08E-01	0,00E+00	3,23E-01	4,31E-01	4,87E+05	0,00E+00	3,85E+08	4,69E+03	0,16	0,15	0,01	NÃO ATENDE
2	9 - Rio Paranhana	9- Baixo	1,65E-01	0,00E+00	3,30E-01	4,95E-01	7,43E+05	0,00E+00	3,93E+08	5,58E+03	0,17	0,15	0,02	NÃO ATENDE
2	10 - Rio dos Sinos	10- Alto	2,07E-01	4,13E-02	2,07E-01	4,55E-01	9,27E+05	1,67E+07	2,49E+08	2,73E+03	0,10	0,15	-0,05	ATENDE
2	10 - Rio dos Sinos	10- Médio	2,35E-01	4,71E-02	0,00E+00	2,82E-01	1,05E+06	1,90E+07	0,00E+00	0,00E+00	0,12	0,15	-0,03	ATENDE
2	10 - Rio dos Sinos	10- Baixo	1,82E-01	1,09E-01	3,64E-02	3,28E-01	8,19E+05	4,32E+07	4,46E+07	1,26E+04	0,11	0,15	-0,04	ATENDE
2	11 - Rio dos Sinos	11- Alto	0,00E+00	1,97E-02	9,86E-02	1,18E-01	0,00E+00	8,04E+06	1,20E+08	6,28E+03	0,10	0,15	-0,05	ATENDE
2	11 - Rio dos Sinos	11- Médio	1,95E-02	3,91E-02	1,37E-01	1,95E-01	8,88E+04	1,58E+07	1,66E+08	3,66E+03	0,12	0,15	-0,03	ATENDE
2	11 - Rio dos Sinos	11- Baixo	9,17E-02	6,55E-02	3,93E-02	1,97E-01	4,15E+05	2,63E+07	4,82E+07	4,36E+03	0,14	0,15	-0,01	ATENDE
2	12 - Rio dos Sinos	12- Alto	0,00E+00	5,97E-02	1,05E-01	1,64E-01	0,00E+00	2,40E+07	1,27E+08	1,26E+04	0,10	0,15	-0,05	ATENDE
2	12 - Rio dos Sinos	12- Médio	4,62E-02	6,47E-02	0,00E+00	1,11E-01	2,10E+05	2,60E+07	0,00E+00	3,73E+03	0,11	0,15	-0,04	ATENDE
2	12 - Rio dos Sinos	12- Baixo	1,24E-02	0,00E+00	4,94E-02	6,18E-02	5,62E+04	0,00E+00	6,05E+07	6,34E+03	0,09	0,15	-0,06	ATENDE
2	13 - Arroio Preto	13- Alto	2,48E-02	6,19E-03	1,24E-02	4,34E-02	1,13E+05	2,54E+06	1,52E+07	1,97E+02	0,59	0,15	0,44	NÃO ATENDE
2	13 - Arroio Preto	13- Médio	1,20E-02	6,01E-03	0,00E+00	1,80E-02	5,47E+04	2,47E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,48	0,15	0,33	NÃO ATENDE
2	13 - Arroio Preto	13- Baixo	8,57E-03	0,00E+00	1,29E-02	2,14E-02	3,90E+04	0,00E+00	1,58E+07	8,45E+02	0,36	0,15	0,21	NÃO ATENDE
2	14 - Rio dos Sinos	14- Alto	8,62E-02	2,46E-02	6,16E-02	1,72E-01	3,90E+05	1,00E+07	7,52E+07	6,48E+03	0,09	0,15	-0,06	ATENDE
2	14 - Rio dos Sinos	14- Médio	3,18E-02	0,00E+00	7,96E-02	1,11E-01	1,45E+05	0,00E+00	9,71E+07	3,26E+03	0,09	0,15	-0,06	ATENDE
2	14 - Rio dos Sinos	14- Baixo	1,59E-02	9,54E-02	4,77E-02	1,59E-01	7,23E+04	3,79E+07	5,84E+07	1,32E+04	0,08	0,15	-0,07	ATENDE
2	15 - Arroio Portão	15- Alto	7,19E-02	3,60E-02	8,39E-02	1,92E-01	3,26E+05	1,46E+07	1,02E+08	1,11E+03	0,69	0,15	0,54	NÃO ATENDE
2	15 - Arroio Portão	15- Médio	5,58E-02	1,59E-02	1,59E-02	8,77E-02	2,53E+05	6,52E+06	1,96E+07	1,29E+03	0,38	0,15	0,23	NÃO ATENDE
2	15 - Arroio Portão	15- Baixo	8,88E-02	2,54E-02	2,54E-02	1,40E-01	4,02E+05	1,03E+07	3,11E+07	2,65E+03	0,22	0,15	0,07	NÃO ATENDE
2	16 - Rio dos Sinos	16- Alto	2,38E-02	4,16E-02	4,16E-02	1,07E-01	1,08E+05	1,69E+07	5,10E+07	9,92E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
2	16 - Rio dos Sinos	16- Médio	3,83E-02	2,55E-02	2,55E-02	8,94E-02	1,74E+05	1,04E+07	3,13E+07	4,59E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
2	16 - Rio dos Sinos	16- Baixo	3,78E-02	2,83E-02	4,72E-02	1,13E-01	1,71E+05	1,15E+07	5,78E+07	4,51E+03	0,05	0,15	-0,10	ATENDE
2	17 - Arroio Sapucaia	17- Alto	5,21E-02	2,60E-02	6,51E-02	1,43E-01	2,36E+05	1,06E+07	7,95E+07	1,24E+03	0,51	0,10	0,41	NÃO ATENDE
2	17 - Arroio Sapucaia	17- Médio	0,00E+00	1,65E-02	4,94E-02	6,58E-02	0,00E+00	6,72E+06	6,04E+07	0,00E+00	0,54	0,10	0,44	NÃO ATENDE
2	17 - Arroio Sapucaia	17- Baixo	6,28E-02	3,77E-02	1,26E-02	1,13E-01	2,85E+05	1,53E+07	1,54E+07	3,06E+03	0,32	0,10	0,22	NÃO ATENDE
2	18 - Rio dos Sinos	18- Alto	0,00E+00	1,48E-02	2,22E-02	3,70E-02	0,00E+00	6,05E+06	2,73E+07	0,00E+00	0,06	0,15	-0,09	ATENDE
2	18 - Rio dos Sinos	18- Médio	0,00E+00	2,36E-02	0,00E+00	2,36E-02	0,00E+00	9,62E+06	0,00E+00	4,76E+03	0,06	0,15	-0,09	ATENDE
2	18 - Rio dos Sinos	18- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,82E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
3	1 - Rio dos Sinos	1- Alto	0,00E+00	2,07E-02	8,29E-02	1,04E-01	0,00E+00	8,45E+06	1,01E+08	0,00E+00	0,81	0,10	0,71	NÃO ATENDE
3	1 - Rio dos Sinos	1- Médio	6,22E-02	0,00E+00	3,55E-02	9,77E-02	2,82E+05	0,00E+00	4,36E+07	1,38E+03	0,20	0,10	0,10	NÃO ATENDE
3	1 - Rio dos Sinos	1- Baixo	2,81E-02	4,92E-02	2,11E-02	9,84E-02	1,28E+05	1,99E+07	2,59E+07	2,02E+03	0,36	0,10	0,26	NÃO ATENDE
3	2 - Arroio Caraá	2- Alto	1,11E-02	0,00E+00	2,22E-02	3,32E-02	5,04E+04	0,00E+00	2,72E+07	9,11E+01	0,24	0,10	0,14	NÃO ATENDE

Solução	Trecho	Sub-trecho	Q ₁ (m³/s)	Q ₂ (m³/s)	Q ₃ (m³/s)	Q total (m³/s)	BT ₁ (R\$/ano)	BT ₂ (R\$/ano)	BT ₃ (R\$/ano)	W fósforo removida (kg/ano)	CP (mg/L)	CP ECA (mg/L)	ΔCP (mg/L)	Atende ECA?
3	2 - Arroio Caraá	2- Médio	2,69E-02	0,00E+00	4,71E-02	7,40E-02	1,22E+05	0,00E+00	5,77E+07	6,48E+02	0,23	0,10	0,13	NÃO ATENDE
3	2 - Arroio Caraá	2- Baixo	2,74E-02	2,28E-02	1,37E-02	6,39E-02	1,24E+05	9,30E+06	1,68E+07	1,32E+03	0,26	0,10	0,16	NÃO ATENDE
3	3 - Rio dos Sinos	3- Alto	2,35E-02	2,35E-02	0,00E+00	4,71E-02	1,07E+05	9,59E+06	0,00E+00	1,02E+03	0,28	0,15	0,13	NÃO ATENDE
3	3 - Rio dos Sinos	3- Médio	8,23E-02	1,10E-01	5,49E-02	2,47E-01	3,73E+05	4,34E+07	6,71E+07	6,22E+03	0,24	0,15	0,09	NÃO ATENDE
3	3 - Rio dos Sinos	3- Baixo	0,00E+00	2,31E-02	9,23E-02	1,15E-01	0,00E+00	9,41E+06	1,12E+08	8,07E+03	0,16	0,15	0,01	NÃO ATENDE
3	4 - Rio Rolante	4- Alto	1,10E-01	1,10E-01	7,34E-02	2,94E-01	4,98E+05	4,36E+07	8,96E+07	3,54E+03	0,44	0,10	0,34	NÃO ATENDE
3	4 - Rio Rolante	4- Médio	0,00E+00	1,95E-02	7,82E-02	9,77E-02	0,00E+00	7,98E+06	9,54E+07	1,91E+03	0,33	0,10	0,23	NÃO ATENDE
3	4 - Rio Rolante	4- Baixo	0,00E+00	5,81E-02	2,03E-01	2,62E-01	0,00E+00	2,34E+07	2,45E+08	5,89E+03	0,51	0,10	0,41	NÃO ATENDE
3	5 - Arroio Areia	5- Alto	1,36E-02	2,73E-02	4,09E-02	8,19E-02	6,21E+04	1,11E+07	5,01E+07	1,06E+03	0,59	0,15	0,44	NÃO ATENDE
3	5 - Arroio Areia	5- Médio	0,00E+00	1,69E-02	4,22E-02	5,90E-02	0,00E+00	6,89E+06	5,16E+07	0,00E+00	0,68	0,15	0,53	NÃO ATENDE
3	5 - Arroio Areia	5- Baixo	8,57E-03	6,00E-02	5,14E-02	1,20E-01	3,90E+04	2,41E+07	6,29E+07	2,79E+03	0,70	0,15	0,55	NÃO ATENDE
3	6 - Rio Rolante	6- Alto	7,02E-02	2,01E-02	7,02E-02	1,60E-01	3,18E+05	8,19E+06	8,57E+07	8,08E+03	0,22	0,15	0,07	NÃO ATENDE
3	6 - Rio Rolante	6- Médio	3,67E-02	9,19E-03	4,59E-02	9,19E-02	1,67E+05	3,76E+06	5,62E+07	2,67E+03	0,20	0,15	0,05	NÃO ATENDE
3	6 - Rio Rolante	6- Baixo	1,75E-02	3,15E-02	4,55E-02	9,45E-02	7,94E+04	1,28E+07	5,57E+07	3,19E+03	0,22	0,15	0,07	NÃO ATENDE
3	7 - Rio dos Sinos	7- Alto	6,02E-02	9,03E-02	0,00E+00	1,51E-01	2,73E+05	3,60E+07	0,00E+00	3,00E+03	0,24	0,15	0,09	NÃO ATENDE
3	7 - Rio dos Sinos	7- Médio	1,62E-02	9,71E-02	1,13E-01	2,27E-01	7,36E+04	3,86E+07	1,38E+08	5,41E+03	0,32	0,15	0,17	NÃO ATENDE
3	7 - Rio dos Sinos	7- Baixo	6,42E-02	2,57E-02	2,57E-02	1,16E-01	2,91E+05	1,05E+07	3,15E+07	1,89E+04	0,14	0,15	-0,01	ATENDE
3	8 - Rio da Ilha	8- Alto	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	6,66E+01	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
3	8 - Rio da Ilha	8- Médio	0,00E+00	1,63E-01	2,03E-01	3,66E-01	0,00E+00	6,31E+07	2,45E+08	5,50E+03	0,66	0,15	0,51	NÃO ATENDE
3	8 - Rio da Ilha	8- Baixo	8,11E-02	5,41E-02	1,35E-01	2,70E-01	3,67E+05	2,18E+07	1,64E+08	5,99E+03	0,51	0,15	0,36	NÃO ATENDE
3	9 - Rio Paranhana	9- Alto	0,00E+00	0,00E+00	6,46E-01	6,46E-01	0,00E+00	0,00E+00	7,44E+08	0,00E+00	0,64	0,15	0,49	NÃO ATENDE
3	9 - Rio Paranhana	9- Médio	5,73E-02	1,34E-01	1,15E-01	3,06E-01	2,60E+05	5,25E+07	1,39E+08	2,82E+03	0,47	0,15	0,32	NÃO ATENDE
3	9 - Rio Paranhana	9- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	4,10E-01	4,10E-01	0,00E+00	0,00E+00	4,84E+08	1,03E+04	0,19	0,15	0,04	NÃO ATENDE
3	10 - Rio dos Sinos	10- Alto	7,44E-02	0,00E+00	3,72E-01	4,47E-01	3,37E+05	0,00E+00	4,41E+08	1,31E+04	0,08	0,15	-0,07	ATENDE
3	10 - Rio dos Sinos	10- Médio	0,00E+00	2,87E-01	1,43E-01	4,30E-01	0,00E+00	1,06E+08	1,74E+08	1,50E+04	0,17	0,15	0,02	NÃO ATENDE
3	10 - Rio dos Sinos	10- Baixo	1,49E-01	6,39E-02	1,49E-01	3,62E-01	6,72E+05	2,57E+07	1,81E+08	5,95E+03	0,19	0,15	0,04	NÃO ATENDE
3	11 - Rio dos Sinos	11- Alto	5,86E-02	3,51E-02	5,86E-02	1,52E-01	2,66E+05	1,43E+07	7,16E+07	1,61E+04	0,08	0,15	-0,07	ATENDE
3	11 - Rio dos Sinos	11- Médio	0,00E+00	0,00E+00	1,71E-01	1,71E-01	0,00E+00	0,00E+00	2,06E+08	8,44E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
3	11 - Rio dos Sinos	11- Baixo	4,88E-02	0,00E+00	1,47E-01	1,95E-01	2,22E+05	0,00E+00	1,78E+08	4,49E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
3	12 - Rio dos Sinos	12- Alto	9,44E-02	0,00E+00	7,86E-02	1,73E-01	4,27E+05	0,00E+00	9,59E+07	0,00E+00	0,05	0,15	-0,10	ATENDE
3	12 - Rio dos Sinos	12- Médio	1,33E-02	2,65E-02	3,98E-02	7,96E-02	6,04E+04	1,08E+07	4,88E+07	2,25E+03	0,06	0,15	-0,09	ATENDE
3	12 - Rio dos Sinos	12- Baixo	0,00E+00	1,43E-02	5,71E-02	7,14E-02	0,00E+00	5,84E+06	6,98E+07	0,00E+00	0,08	0,15	-0,07	ATENDE
3	13 - Arroio Preto	13- Alto	1,67E-02	1,33E-02	1,33E-02	4,34E-02	7,58E+04	5,46E+06	1,64E+07	0,00E+00	1,07	0,15	0,92	NÃO ATENDE
3	13 - Arroio Preto	13- Médio	0,00E+00	9,11E-03	1,06E-02	1,97E-02	0,00E+00	3,73E+06	1,31E+07	8,54E+02	0,42	0,15	0,27	NÃO ATENDE
3	13 - Arroio Preto	13- Baixo	7,74E-03	1,16E-02	1,35E-02	3,29E-02	3,52E+04	4,75E+06	1,66E+07	0,00E+00	0,59	0,15	0,44	NÃO ATENDE
3	14 - Rio dos Sinos	14- Alto	4,92E-02	6,15E-02	6,15E-02	1,72E-01	2,23E+05	2,48E+07	7,52E+07	3,92E+03	0,11	0,15	-0,04	ATENDE
3	14 - Rio dos Sinos	14- Médio	3,67E-02	1,83E-02	6,41E-02	1,19E-01	1,66E+05	7,48E+06	7,84E+07	1,08E+04	0,07	0,15	-0,08	ATENDE
3	14 - Rio dos Sinos	14- Baixo	0,00E+00	7,18E-02	4,79E-02	1,20E-01	0,00E+00	2,88E+07	5,86E+07	4,06E+03	0,10	0,15	-0,05	ATENDE
3	15 - Arroio Portão	15- Alto	2,74E-02	1,10E-01	0,00E+00	1,37E-01	1,24E+05	4,33E+07	0,00E+00	2,96E+03	0,54	0,15	0,39	NÃO ATENDE
3	15 - Arroio Portão	15- Médio	5,83E-02	0,00E+00	8,17E-02	1,40E-01	2,64E+05	0,00E+00	9,96E+07	1,22E+03	0,35	0,15	0,20	NÃO ATENDE
3	15 - Arroio Portão	15- Baixo	6,26E-02	0,00E+00	8,77E-02	1,50E-01	2,84E+05	0,00E+00	1,07E+08	2,32E+03	0,18	0,15	0,03	NÃO ATENDE
3	16 - Rio dos Sinos	16- Alto	6,99E-02	5,99E-02	2,00E-02	1,50E-01	3,17E+05	2,41E+07	2,45E+07	1,06E+04	0,09	0,15	-0,06	ATENDE
3	16 - Rio dos Sinos	16- Médio	0,00E+00	3,56E-02	5,34E-02	8,89E-02	0,00E+00	1,44E+07	6,53E+07	6,98E+03	0,08	0,15	-0,07	ATENDE
3	16 - Rio dos Sinos	16- Baixo	3,31E-02	3,31E-02	6,62E-02	1,32E-01	1,50E+05	1,35E+07	8,09E+07	0,00E+00	0,12	0,15	-0,03	ATENDE
3	17 - Arroio Sapucaia	17- Alto	5,27E-02	5,27E-02	3,77E-02	1,43E-01	2,39E+05	2,13E+07	4,62E+07	1,47E+03	0,81	0,10	0,71	NÃO ATENDE
3	17 - Arroio Sapucaia	17- Médio	9,38E-03	3,75E-02	9,38E-03	5,63E-02	4,27E+04	1,52E+07	1,15E+07	2,54E+03	0,38	0,10	0,28	NÃO ATENDE
3	17 - Arroio Sapucaia	17- Baixo	1,48E-02	2,96E-02	7,40E-02	1,18E-01	6,73E+04	1,20E+07	9,03E+07	2,45E+03	0,41	0,10	0,31	NÃO ATENDE
3	18 - Rio dos Sinos	18- Alto	0,00E+00	2,44E-02	3,25E-02	5,69E-02	0,00E+00	9,95E+06	3,99E+07	0,00E+00	0,13	0,15	-0,02	ATENDE
3	18 - Rio dos Sinos	18- Médio	2,16E-02	3,61E-02	1,44E-02	7,21E-02	9,84E+04	1,46E+07	1,77E+07	1,32E+04	0,10	0,15	-0,05	ATENDE
3	18 - Rio dos Sinos	18- Baixo	7,88E-03	7,88E-03	5,51E-02	7,09E-02	3,58E+04	3,23E+06	6,74E+07	0,00E+00	0,11	0,15	-0,04	ATENDE
4	1 - Rio dos Sinos	1- Alto	0,00E+00	0,00E+00	1,45E-01	1,45E-01	0,00E+00	0,00E+00	1,76E+08	1,02E+03	0,28	0,10	0,18	NÃO ATENDE
4	1 - Rio dos Sinos	1- Médio	2,86E-02	1,22E-02	2,45E-02	6,53E-02	1,30E+05	5,01E+06	3,00E+07	1,12E+03	0,18	0,10	0,08	NÃO ATENDE
4	1 - Rio dos Sinos	1- Baixo	8,43E-02	0,00E+00	1,41E-02	9,84E-02	3,82E+05	0,00E+00	1,73E+07	1,10E+03	0,07	0,10	-0,03	ATENDE
4	2 - Arroio Caraá	2- Alto	2,82E-02	0,00E+00	4,94E-02	7,76E-02	1,28E+05	0,00E+00	6,04E+07	4,11E+02	0,21	0,10	0,11	NÃO ATENDE
4	2 - Arroio Caraá	2- Médio	2,55E-02	0,00E+00	0,00E+00	2,55E-02	1,16E+05	0,00E+00	0,00E+00	1,46E+02	0,07	0,10	-0,03	ATENDE
4	2 - Arroio Caraá	2- Baixo	1,92E-02	6,39E-03	3,83E-02	6,39E-02	8,71E+04	2,62E+06	4,70E+07	7,41E+02	0,18	0,10	0,08	NÃO ATENDE
4	3 - Rio dos Sinos	3- Alto	1,93E-02	0,00E+00	1,35E-01	1,55E-01	8,79E+04	0,00E+00	1,64E+08	1,25E+03	0,17	0,15	0,02	NÃO ATENDE

Solução	Trecho	Sub-trecho	Q ₁ (m³/s)	Q ₂ (m³/s)	Q ₃ (m³/s)	Q total (m³/s)	BT ₁ (R\$/ano)	BT ₂ (R\$/ano)	BT ₃ (R\$/ano)	W fósforo removida (kg/ano)	CP (mg/L)	CP ECA (mg/L)	ΔCP (mg/L)	Atende ECA?
4	3 - Rio dos Sinos	3- Médio	2,19E-02	0,00E+00	6,57E-02	8,76E-02	9,96E+04	0,00E+00	8,03E+07	2,29E+03	0,10	0,15	-0,05	ATENDE
4	3 - Rio dos Sinos	3- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	2,06E-01	2,06E-01	0,00E+00	0,00E+00	2,48E+08	4,09E+03	0,07	0,15	-0,08	ATENDE
4	4 - Rio Rolante	4- Alto	0,00E+00	0,00E+00	2,94E-01	2,94E-01	0,00E+00	0,00E+00	3,51E+08	2,21E+03	0,24	0,10	0,14	NÃO ATENDE
4	4 - Rio Rolante	4- Médio	2,00E-02	0,00E+00	1,40E-01	1,60E-01	9,09E+04	0,00E+00	1,70E+08	2,00E+03	0,22	0,10	0,12	NÃO ATENDE
4	4 - Rio Rolante	4- Baixo	6,95E-02	0,00E+00	1,62E-01	2,32E-01	3,15E+05	0,00E+00	1,96E+08	4,39E+03	0,15	0,10	0,05	NÃO ATENDE
4	5 - Arroio Areia	5- Alto	1,36E-02	0,00E+00	8,19E-02	9,55E-02	6,21E+04	0,00E+00	9,99E+07	6,26E+02	0,36	0,15	0,21	NÃO ATENDE
4	5 - Arroio Areia	5- Médio	1,07E-02	0,00E+00	3,76E-02	4,83E-02	4,89E+04	0,00E+00	4,61E+07	7,41E+02	0,14	0,15	-0,01	ATENDE
4	5 - Arroio Areia	5- Baixo	4,20E-02	2,40E-02	4,20E-02	1,08E-01	1,91E+05	9,77E+06	5,14E+07	1,36E+03	0,18	0,15	0,03	NÃO ATENDE
4	6 - Rio Rolante	6- Alto	5,47E-02	0,00E+00	9,11E-02	1,46E-01	2,48E+05	0,00E+00	1,11E+08	3,04E+03	0,08	0,15	-0,07	ATENDE
4	6 - Rio Rolante	6- Médio	2,63E-02	1,31E-02	0,00E+00	3,94E-02	1,19E+05	5,37E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,11	0,15	-0,04	ATENDE
4	6 - Rio Rolante	6- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,74E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
4	7 - Rio dos Sinos	7- Alto	0,00E+00	0,00E+00	3,05E-01	3,05E-01	0,00E+00	0,00E+00	3,64E+08	5,29E+03	0,07	0,15	-0,08	ATENDE
4	7 - Rio dos Sinos	7- Médio	6,74E-02	4,49E-02	8,98E-02	2,02E-01	3,05E+05	1,82E+07	1,09E+08	5,90E+03	0,06	0,15	-0,09	ATENDE
4	7 - Rio dos Sinos	7- Baixo	1,99E-02	1,99E-02	5,97E-02	9,96E-02	9,05E+04	8,13E+06	7,30E+07	8,34E+03	0,06	0,15	-0,09	ATENDE
4	8 - Rio da Ilha	8- Alto	1,49E-01	0,00E+00	1,28E-01	2,77E-01	6,73E+05	0,00E+00	1,55E+08	1,21E+03	0,22	0,15	0,07	NÃO ATENDE
4	8 - Rio da Ilha	8- Médio	5,13E-02	5,13E-02	1,47E-02	1,17E-01	2,33E+05	2,07E+07	1,80E+07	2,52E+03	0,17	0,15	0,02	NÃO ATENDE
4	8 - Rio da Ilha	8- Baixo	6,43E-02	7,72E-02	6,43E-02	2,06E-01	2,92E+05	3,09E+07	7,86E+07	4,42E+03	0,24	0,15	0,09	NÃO ATENDE
4	9 - Rio Paranhana	9- Alto	8,08E-02	0,00E+00	5,65E-01	6,46E-01	3,66E+05	0,00E+00	6,56E+08	3,75E+03	0,43	0,15	0,28	NÃO ATENDE
4	9 - Rio Paranhana	9- Médio	9,63E-02	2,41E-02	1,68E-01	2,89E-01	4,35E+05	9,81E+06	2,04E+08	3,30E+03	0,29	0,15	0,14	NÃO ATENDE
4	9 - Rio Paranhana	9- Baixo	1,40E-01	0,00E+00	3,27E-01	4,67E-01	6,31E+05	0,00E+00	3,89E+08	7,00E+03	0,21	0,15	0,06	NÃO ATENDE
4	10 - Rio dos Sinos	10- Alto	3,39E-02	1,70E-01	2,38E-01	4,41E-01	1,54E+05	6,57E+07	2,85E+08	1,12E+04	0,14	0,15	-0,01	ATENDE
4	10 - Rio dos Sinos	10- Médio	0,00E+00	5,19E-02	1,56E-01	2,07E-01	0,00E+00	2,09E+07	1,88E+08	1,11E+04	0,13	0,15	-0,02	ATENDE
4	10 - Rio dos Sinos	10- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	4,70E-01	4,70E-01	0,00E+00	0,00E+00	5,51E+08	1,46E+04	0,09	0,15	-0,06	ATENDE
4	11 - Rio dos Sinos	11- Alto	7,52E-02	0,00E+00	1,32E-01	2,07E-01	3,41E+05	0,00E+00	1,60E+08	0,00E+00	0,11	0,15	-0,04	ATENDE
4	11 - Rio dos Sinos	11- Médio	8,36E-02	8,36E-02	1,19E-02	1,79E-01	3,78E+05	3,34E+07	1,47E+07	1,00E+04	0,05	0,15	-0,10	ATENDE
4	11 - Rio dos Sinos	11- Baixo	0,00E+00	3,99E-02	1,40E-01	1,80E-01	0,00E+00	1,62E+07	1,69E+08	0,00E+00	0,09	0,15	-0,06	ATENDE
4	12 - Rio dos Sinos	12- Alto	0,00E+00	0,00E+00	1,80E-01	1,80E-01	0,00E+00	0,00E+00	2,17E+08	9,22E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
4	12 - Rio dos Sinos	12- Médio	8,79E-03	4,39E-02	6,15E-02	1,14E-01	4,00E+04	1,78E+07	7,52E+07	6,32E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
4	12 - Rio dos Sinos	12- Baixo	2,72E-02	0,00E+00	4,07E-02	6,79E-02	1,23E+05	0,00E+00	4,99E+07	3,54E+03	0,02	0,15	-0,13	ATENDE
4	13 - Arroio Preto	13- Alto	6,19E-03	0,00E+00	0,00E+00	6,19E-03	2,82E+04	0,00E+00	0,00E+00	1,19E+01	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
4	13 - Arroio Preto	13- Médio	2,36E-02	2,75E-02	0,00E+00	5,11E-02	1,07E+05	1,12E+07	0,00E+00	8,56E+02	0,37	0,15	0,22	NÃO ATENDE
4	13 - Arroio Preto	13- Baixo	6,94E-03	2,43E-02	3,47E-03	3,47E-02	3,16E+04	9,90E+06	4,27E+06	4,23E+02	0,13	0,15	-0,02	ATENDE
4	14 - Rio dos Sinos	14- Alto	0,00E+00	3,60E-02	1,26E-01	1,62E-01	0,00E+00	1,46E+07	1,53E+08	5,16E+03	0,03	0,15	-0,12	ATENDE
4	14 - Rio dos Sinos	14- Médio	9,79E-03	4,90E-02	6,85E-02	1,27E-01	4,45E+04	1,98E+07	8,37E+07	2,16E+03	0,06	0,15	-0,09	ATENDE
4	14 - Rio dos Sinos	14- Baixo	1,43E-01	0,00E+00	1,43E-01	2,86E-01	6,45E+05	0,00E+00	1,73E+08	7,80E+03	0,03	0,15	-0,12	ATENDE
4	15 - Arroio Portão	15- Alto	0,00E+00	0,00E+00	8,22E-02	8,22E-02	0,00E+00	0,00E+00	1,00E+08	8,22E+02	0,14	0,15	-0,01	ATENDE
4	15 - Arroio Portão	15- Médio	0,00E+00	0,00E+00	1,08E-01	1,08E-01	0,00E+00	0,00E+00	1,31E+08	1,43E+03	0,12	0,15	-0,03	ATENDE
4	15 - Arroio Portão	15- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	1,35E-01	1,35E-01	0,00E+00	0,00E+00	1,64E+08	2,04E+03	0,14	0,15	-0,01	ATENDE
4	16 - Rio dos Sinos	16- Alto	1,54E-02	1,54E-02	1,54E-02	4,62E-02	7,00E+04	6,29E+06	1,89E+07	3,90E+03	0,02	0,15	-0,13	ATENDE
4	16 - Rio dos Sinos	16- Médio	8,14E-02	3,49E-02	2,33E-02	1,40E-01	3,69E+05	1,42E+07	2,86E+07	3,95E+03	0,02	0,15	-0,13	ATENDE
4	16 - Rio dos Sinos	16- Baixo	3,59E-02	0,00E+00	7,18E-02	1,08E-01	1,63E+05	0,00E+00	8,77E+07	3,51E+03	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
4	17 - Arroio Sapucaia	17- Alto	7,81E-02	0,00E+00	6,51E-02	1,43E-01	3,54E+05	0,00E+00	7,95E+07	6,19E+02	0,22	0,10	0,12	NÃO ATENDE
4	17 - Arroio Sapucaia	17- Médio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,33E+02	0,04	0,10	-0,06	ATENDE
4	17 - Arroio Sapucaia	17- Baixo	5,97E-02	0,00E+00	9,94E-02	1,59E-01	2,71E+05	0,00E+00	1,21E+08	4,38E+02	0,23	0,10	0,13	NÃO ATENDE
4	18 - Rio dos Sinos	18- Alto	4,60E-02	0,00E+00	2,30E-02	6,90E-02	2,09E+05	0,00E+00	2,82E+07	1,13E+03	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
4	18 - Rio dos Sinos	18- Médio	2,50E-02	1,00E-02	3,00E-02	6,51E-02	1,14E+05	4,10E+06	3,68E+07	2,12E+03	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
4	18 - Rio dos Sinos	18- Baixo	4,58E-03	3,20E-02	3,20E-02	6,86E-02	2,08E+04	1,30E+07	3,93E+07	1,64E+03	0,02	0,15	-0,13	ATENDE
5	1 - Rio dos Sinos	1- Alto	0,00E+00	0,00E+00	1,45E-01	1,45E-01	0,00E+00	0,00E+00	1,76E+08	1,02E+03	0,28	0,10	0,18	NÃO ATENDE
5	1 - Rio dos Sinos	1- Médio	2,45E-02	1,63E-02	2,45E-02	6,53E-02	1,11E+05	6,67E+06	3,00E+07	1,26E+03	0,21	0,10	0,11	NÃO ATENDE
5	1 - Rio dos Sinos	1- Baixo	8,51E-02	0,00E+00	1,42E-02	9,93E-02	3,85E+05	0,00E+00	1,74E+07	1,12E+03	0,07	0,10	-0,03	ATENDE
5	2 - Arroio Caraá	2- Alto	2,12E-02	7,05E-03	4,94E-02	7,76E-02	9,62E+04	2,89E+06	6,04E+07	5,84E+02	0,29	0,10	0,19	NÃO ATENDE
5	2 - Arroio Caraá	2- Médio	2,65E-02	5,31E-03	5,31E-03	3,71E-02	1,21E+05	2,18E+06	6,52E+06	4,71E+02	0,17	0,10	0,07	NÃO ATENDE
5	2 - Arroio Caraá	2- Baixo	1,68E-02	0,00E+00	3,92E-02	5,60E-02	7,64E+04	0,00E+00	4,80E+07	6,80E+02	0,16	0,10	0,06	NÃO ATENDE
5	3 - Rio dos Sinos	3- Alto	1,92E-02	0,00E+00	1,34E-01	1,53E-01	8,72E+04	0,00E+00	1,63E+08	1,25E+03	0,17	0,15	0,02	NÃO ATENDE
5	3 - Rio dos Sinos	3- Médio	4,38E-02	0,00E+00	6,56E-02	1,09E-01	1,99E+05	0,00E+00	8,02E+07	2,16E+03	0,08	0,15	-0,07	ATENDE
5	3 - Rio dos Sinos	3- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	1,84E-01	1,84E-01	0,00E+00	0,00E+00	2,22E+08	3,46E+03	0,05	0,15	-0,10	ATENDE
5	4 - Rio Rolante	4- Alto	0,00E+00	0,00E+00	2,94E-01	2,94E-01	0,00E+00	0,00E+00	3,51E+08	2,21E+03	0,24	0,10	0,14	NÃO ATENDE

Solução	Trecho	Sub-trecho	Q ₁ (m³/s)	Q ₂ (m³/s)	Q ₃ (m³/s)	Q total (m³/s)	BT ₁ (R\$/ano)	BT ₂ (R\$/ano)	BT ₃ (R\$/ano)	W fósforo removida (kg/ano)	CP (mg/L)	CP ECA (mg/L)	ΔCP (mg/L)	Atende ECA?
5	4 - Rio Rolante	4- Médio	4,80E-02	0,00E+00	1,12E-01	1,60E-01	2,18E+05	0,00E+00	1,36E+08	1,77E+03	0,20	0,10	0,10	NÃO ATENDE
5	4 - Rio Rolante	4- Baixo	6,78E-02	0,00E+00	1,58E-01	2,26E-01	3,07E+05	0,00E+00	1,91E+08	3,94E+03	0,14	0,10	0,04	NÃO ATENDE
5	5 - Arroio Areia	5- Alto	1,19E-02	0,00E+00	8,36E-02	9,55E-02	5,43E+04	0,00E+00	1,02E+08	6,62E+02	0,30	0,15	0,15	NÃO ATENDE
5	5 - Arroio Areia	5- Médio	6,09E-03	0,00E+00	4,26E-02	4,87E-02	2,77E+04	0,00E+00	5,22E+07	7,39E+02	0,13	0,15	-0,02	ATENDE
5	5 - Arroio Areia	5- Baixo	5,46E-02	0,00E+00	5,46E-02	1,09E-01	2,48E+05	0,00E+00	6,68E+07	8,33E+02	0,11	0,15	-0,04	ATENDE
5	6 - Rio Rolante	6- Alto	6,39E-02	0,00E+00	7,98E-02	1,44E-01	2,90E+05	0,00E+00	9,74E+07	2,72E+03	0,07	0,15	-0,08	ATENDE
5	6 - Rio Rolante	6- Médio	1,28E-02	1,28E-02	0,00E+00	2,56E-02	5,82E+04	5,24E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,10	0,15	-0,05	ATENDE
5	6 - Rio Rolante	6- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,61E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
5	7 - Rio dos Sinos	7- Alto	0,00E+00	0,00E+00	3,12E-01	3,12E-01	0,00E+00	0,00E+00	3,72E+08	4,82E+03	0,06	0,15	-0,09	ATENDE
5	7 - Rio dos Sinos	7- Médio	6,81E-02	4,54E-02	9,08E-02	2,04E-01	3,08E+05	1,84E+07	1,11E+08	5,55E+03	0,05	0,15	-0,10	ATENDE
5	7 - Rio dos Sinos	7- Baixo	1,82E-02	2,72E-02	5,45E-02	9,99E-02	8,26E+04	1,11E+07	6,66E+07	8,24E+03	0,08	0,15	-0,07	ATENDE
5	8 - Rio da Ilha	8- Alto	3,47E-02	0,00E+00	2,43E-01	2,77E-01	1,57E+05	0,00E+00	2,91E+08	1,85E+03	0,24	0,15	0,09	NÃO ATENDE
5	8 - Rio da Ilha	8- Médio	5,30E-02	6,18E-02	2,65E-02	1,41E-01	2,40E+05	2,49E+07	3,25E+07	3,10E+03	0,20	0,15	0,05	NÃO ATENDE
5	8 - Rio da Ilha	8- Baixo	6,58E-02	9,22E-02	5,27E-02	2,11E-01	2,98E+05	3,67E+07	6,44E+07	4,82E+03	0,21	0,15	0,06	NÃO ATENDE
5	9 - Rio Paranhana	9- Alto	0,00E+00	0,00E+00	6,46E-01	6,46E-01	0,00E+00	0,00E+00	7,44E+08	4,12E+03	0,45	0,15	0,30	NÃO ATENDE
5	9 - Rio Paranhana	9- Médio	1,02E-01	2,55E-02	1,78E-01	3,06E-01	4,61E+05	1,04E+07	2,15E+08	3,54E+03	0,30	0,15	0,15	NÃO ATENDE
5	9 - Rio Paranhana	9- Baixo	1,41E-01	0,00E+00	3,28E-01	4,69E-01	6,35E+05	0,00E+00	3,91E+08	7,27E+03	0,21	0,15	0,06	NÃO ATENDE
5	10 - Rio dos Sinos	10- Alto	0,00E+00	1,84E-01	2,58E-01	4,42E-01	0,00E+00	7,09E+07	3,09E+08	1,45E+04	0,13	0,15	-0,02	ATENDE
5	10 - Rio dos Sinos	10- Médio	0,00E+00	5,29E-02	1,59E-01	2,12E-01	0,00E+00	2,13E+07	1,92E+08	1,24E+04	0,10	0,15	-0,05	ATENDE
5	10 - Rio dos Sinos	10- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	4,74E-01	4,74E-01	0,00E+00	0,00E+00	5,55E+08	1,32E+04	0,08	0,15	-0,07	ATENDE
5	11 - Rio dos Sinos	11- Alto	7,55E-02	0,00E+00	1,32E-01	2,08E-01	3,42E+05	0,00E+00	1,60E+08	0,00E+00	0,10	0,15	-0,05	ATENDE
5	11 - Rio dos Sinos	11- Médio	8,36E-02	8,36E-02	1,19E-02	1,79E-01	3,78E+05	3,34E+07	1,47E+07	9,41E+03	0,05	0,15	-0,10	ATENDE
5	11 - Rio dos Sinos	11- Baixo	0,00E+00	3,99E-02	1,40E-01	1,80E-01	0,00E+00	1,62E+07	1,69E+08	0,00E+00	0,08	0,15	-0,07	ATENDE
5	12 - Rio dos Sinos	12- Alto	0,00E+00	0,00E+00	1,54E-01	1,54E-01	0,00E+00	0,00E+00	1,87E+08	8,70E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
5	12 - Rio dos Sinos	12- Médio	0,00E+00	5,60E-02	7,84E-02	1,34E-01	0,00E+00	2,26E+07	9,56E+07	6,77E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
5	12 - Rio dos Sinos	12- Baixo	2,89E-02	1,45E-02	5,79E-02	1,01E-01	1,31E+05	5,91E+06	7,08E+07	4,49E+03	0,03	0,15	-0,12	ATENDE
5	13 - Arroio Preto	13- Alto	6,19E-03	0,00E+00	0,00E+00	6,19E-03	2,82E+04	0,00E+00	0,00E+00	1,19E+01	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
5	13 - Arroio Preto	13- Médio	2,36E-02	2,36E-02	3,93E-03	5,11E-02	1,07E+05	9,61E+06	4,83E+06	7,80E+02	0,34	0,15	0,19	NÃO ATENDE
5	13 - Arroio Preto	13- Baixo	6,31E-03	2,21E-02	6,31E-03	3,47E-02	2,87E+04	9,01E+06	7,75E+06	5,20E+02	0,19	0,15	0,04	NÃO ATENDE
5	14 - Rio dos Sinos	14- Alto	0,00E+00	3,16E-02	1,11E-01	1,42E-01	0,00E+00	1,29E+07	1,35E+08	5,46E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
5	14 - Rio dos Sinos	14- Médio	1,76E-02	4,39E-02	6,15E-02	1,23E-01	7,99E+04	1,78E+07	7,52E+07	4,96E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
5	14 - Rio dos Sinos	14- Baixo	1,72E-01	0,00E+00	1,72E-01	3,43E-01	7,71E+05	0,00E+00	2,07E+08	6,85E+03	0,03	0,15	-0,12	ATENDE
5	15 - Arroio Portão	15- Alto	0,00E+00	0,00E+00	2,74E-02	2,74E-02	0,00E+00	0,00E+00	3,36E+07	3,68E+02	0,07	0,15	-0,08	ATENDE
5	15 - Arroio Portão	15- Médio	0,00E+00	0,00E+00	9,93E-02	9,93E-02	0,00E+00	0,00E+00	1,21E+08	1,23E+03	0,10	0,15	-0,05	ATENDE
5	15 - Arroio Portão	15- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	1,23E-01	1,23E-01	0,00E+00	0,00E+00	1,49E+08	1,86E+03	0,13	0,15	-0,02	ATENDE
5	16 - Rio dos Sinos	16- Alto	1,63E-02	0,00E+00	6,52E-02	8,15E-02	7,41E+04	0,00E+00	7,97E+07	3,54E+03	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
5	16 - Rio dos Sinos	16- Médio	6,89E-02	2,95E-02	1,97E-02	1,18E-01	3,12E+05	1,20E+07	2,42E+07	2,79E+03	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
5	16 - Rio dos Sinos	16- Baixo	3,72E-02	0,00E+00	7,45E-02	1,12E-01	1,69E+05	0,00E+00	9,09E+07	3,41E+03	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
5	17 - Arroio Sapucaia	17- Alto	0,00E+00	0,00E+00	1,02E-01	1,02E-01	0,00E+00	0,00E+00	1,24E+08	8,66E+02	0,31	0,10	0,21	NÃO ATENDE
5	17 - Arroio Sapucaia	17- Médio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	5,78E+02	0,08	0,10	-0,02	ATENDE
5	17 - Arroio Sapucaia	17- Baixo	7,78E-02	0,00E+00	1,30E-01	2,08E-01	3,52E+05	0,00E+00	1,58E+08	5,76E+02	0,29	0,10	0,19	NÃO ATENDE
5	18 - Rio dos Sinos	18- Alto	4,68E-02	0,00E+00	2,34E-02	7,02E-02	2,12E+05	0,00E+00	2,87E+07	1,11E+03	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
5	18 - Rio dos Sinos	18- Médio	3,01E-02	5,01E-03	3,01E-02	6,52E-02	1,37E+05	2,06E+06	3,69E+07	1,90E+03	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
5	18 - Rio dos Sinos	18- Baixo	4,51E-03	3,15E-02	3,15E-02	6,76E-02	2,05E+04	1,28E+07	3,87E+07	2,06E+03	0,02	0,15	-0,13	ATENDE
6	1 - Rio dos Sinos	1- Alto	0,00E+00	0,00E+00	1,45E-01	1,45E-01	0,00E+00	0,00E+00	1,76E+08	1,02E+03	0,28	0,10	0,18	NÃO ATENDE
6	1 - Rio dos Sinos	1- Médio	2,69E-02	1,54E-02	2,30E-02	6,53E-02	1,22E+05	6,28E+06	2,83E+07	1,21E+03	0,20	0,10	0,10	NÃO ATENDE
6	1 - Rio dos Sinos	1- Baixo	4,56E-02	0,00E+00	5,32E-02	9,88E-02	2,07E+05	0,00E+00	6,51E+07	1,63E+03	0,10	0,10	0,00	ATENDE
6	2 - Arroio Caraá	2- Alto	2,12E-02	7,05E-03	4,94E-02	7,76E-02	9,62E+04	2,89E+06	6,04E+07	5,84E+02	0,29	0,10	0,19	NÃO ATENDE
6	2 - Arroio Caraá	2- Médio	2,65E-02	5,31E-03	0,00E+00	3,18E-02	1,21E+05	2,18E+06	0,00E+00	3,66E+02	0,18	0,10	0,08	NÃO ATENDE
6	2 - Arroio Caraá	2- Baixo	1,64E-02	5,47E-03	3,83E-02	6,01E-02	7,46E+04	2,24E+06	4,69E+07	8,59E+02	0,21	0,10	0,11	NÃO ATENDE
6	3 - Rio dos Sinos	3- Alto	0,00E+00	0,00E+00	1,63E-01	1,63E-01	0,00E+00	0,00E+00	1,97E+08	1,56E+03	0,21	0,15	0,06	NÃO ATENDE
6	3 - Rio dos Sinos	3- Médio	4,55E-02	0,00E+00	9,09E-02	1,36E-01	2,06E+05	0,00E+00	1,11E+08	2,86E+03	0,13	0,15	-0,02	ATENDE
6	3 - Rio dos Sinos	3- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	1,68E-01	1,68E-01	0,00E+00	0,00E+00	2,03E+08	4,08E+03	0,06	0,15	-0,09	ATENDE
6	4 - Rio Rolante	4- Alto	0,00E+00	0,00E+00	2,94E-01	2,94E-01	0,00E+00	0,00E+00	3,51E+08	2,21E+03	0,24	0,10	0,14	NÃO ATENDE
6	4 - Rio Rolante	4- Médio	2,00E-02	0,00E+00	1,40E-01	1,60E-01	9,09E+04	0,00E+00	1,70E+08	2,00E+03	0,22	0,10	0,12	NÃO ATENDE
6	4 - Rio Rolante	4- Baixo	2,90E-02	0,00E+00	2,03E-01	2,32E-01	1,32E+05	0,00E+00	2,44E+08	4,63E+03	0,20	0,10	0,10	NÃO ATENDE
6	5 - Arroio Areia	5- Alto	1,36E-02	0,00E+00	8,19E-02	9,55E-02	6,21E+04	0,00E+00	9,99E+07	6,53E+02	0,30	0,15	0,15	NÃO ATENDE

Solução	Trecho	Sub-trecho	Q ₁ (m³/s)	Q ₂ (m³/s)	Q ₃ (m³/s)	Q total (m³/s)	BT ₁ (R\$/ano)	BT ₂ (R\$/ano)	BT ₃ (R\$/ano)	W fósforo removida (kg/ano)	CP (mg/L)	CP ECA (mg/L)	ΔCP (mg/L)	Atende ECA?
6	5 - Arroio Areia	5- Médio	0,00E+00	0,00E+00	4,83E-02	4,83E-02	0,00E+00	0,00E+00	5,92E+07	8,21E+02	0,18	0,15	0,03	NÃO ATENDE
6	5 - Arroio Areia	5- Baixo	4,28E-02	2,45E-02	4,28E-02	1,10E-01	1,94E+05	9,98E+06	5,25E+07	1,45E+03	0,19	0,15	0,04	NÃO ATENDE
6	6 - Rio Rolante	6- Alto	6,79E-02	0,00E+00	8,48E-02	1,53E-01	3,08E+05	0,00E+00	1,03E+08	3,59E+03	0,10	0,15	-0,05	ATENDE
6	6 - Rio Rolante	6- Médio	2,59E-02	1,30E-02	0,00E+00	3,89E-02	1,18E+05	5,30E+06	0,00E+00	0,00E+00	0,12	0,15	-0,03	ATENDE
6	6 - Rio Rolante	6- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,95E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
6	7 - Rio dos Sinos	7- Alto	0,00E+00	0,00E+00	2,96E-01	2,96E-01	0,00E+00	0,00E+00	3,54E+08	5,20E+03	0,07	0,15	-0,08	ATENDE
6	7 - Rio dos Sinos	7- Médio	6,18E-02	4,63E-02	9,27E-02	2,01E-01	2,80E+05	1,87E+07	1,13E+08	7,63E+03	0,07	0,15	-0,08	ATENDE
6	7 - Rio dos Sinos	7- Baixo	1,83E-02	2,74E-02	5,48E-02	1,00E-01	8,30E+04	1,12E+07	6,70E+07	1,02E+04	0,08	0,15	-0,07	ATENDE
6	8 - Rio da Ilha	8- Alto	3,96E-02	0,00E+00	2,38E-01	2,77E-01	1,80E+05	0,00E+00	2,85E+08	1,89E+03	0,30	0,15	0,15	NÃO ATENDE
6	8 - Rio da Ilha	8- Médio	5,61E-02	6,55E-02	1,87E-02	1,40E-01	2,54E+05	2,63E+07	2,30E+07	3,29E+03	0,21	0,15	0,06	NÃO ATENDE
6	8 - Rio da Ilha	8- Baixo	6,56E-02	9,18E-02	5,25E-02	2,10E-01	2,97E+05	3,65E+07	6,42E+07	3,25E+03	0,43	0,15	0,28	NÃO ATENDE
6	9 - Rio Paranhana	9- Alto	0,00E+00	0,00E+00	6,46E-01	6,46E-01	0,00E+00	0,00E+00	7,44E+08	4,12E+03	0,45	0,15	0,30	NÃO ATENDE
6	9 - Rio Paranhana	9- Médio	1,11E-01	0,00E+00	1,95E-01	3,06E-01	5,02E+05	0,00E+00	2,35E+08	3,38E+03	0,29	0,15	0,14	NÃO ATENDE
6	9 - Rio Paranhana	9- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	4,67E-01	4,67E-01	0,00E+00	0,00E+00	5,48E+08	8,42E+03	0,24	0,15	0,09	NÃO ATENDE
6	10 - Rio dos Sinos	10- Alto	0,00E+00	1,96E-01	2,75E-01	4,71E-01	0,00E+00	7,53E+07	3,29E+08	1,31E+04	0,16	0,15	0,01	NÃO ATENDE
6	10 - Rio dos Sinos	10- Médio	0,00E+00	5,38E-02	1,61E-01	2,15E-01	0,00E+00	2,17E+07	1,95E+08	9,52E+03	0,16	0,15	0,01	NÃO ATENDE
6	10 - Rio dos Sinos	10- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	4,09E-01	4,09E-01	0,00E+00	0,00E+00	4,83E+08	1,65E+04	0,10	0,15	-0,05	ATENDE
6	11 - Rio dos Sinos	11- Alto	9,52E-02	0,00E+00	1,67E-01	2,62E-01	4,31E+05	0,00E+00	2,02E+08	0,00E+00	0,13	0,15	-0,02	ATENDE
6	11 - Rio dos Sinos	11- Médio	9,34E-02	9,34E-02	0,00E+00	1,87E-01	4,22E+05	3,71E+07	0,00E+00	1,13E+04	0,06	0,15	-0,09	ATENDE
6	11 - Rio dos Sinos	11- Baixo	0,00E+00	3,98E-02	1,39E-01	1,79E-01	0,00E+00	1,61E+07	1,69E+08	0,00E+00	0,09	0,15	-0,06	ATENDE
6	12 - Rio dos Sinos	12- Alto	2,25E-02	0,00E+00	1,57E-01	1,80E-01	1,02E+05	0,00E+00	1,90E+08	9,45E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
6	12 - Rio dos Sinos	12- Médio	0,00E+00	3,98E-02	6,97E-02	1,09E-01	0,00E+00	1,61E+07	8,51E+07	6,36E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
6	12 - Rio dos Sinos	12- Baixo	1,07E-02	1,07E-02	7,46E-02	9,59E-02	4,85E+04	4,36E+06	9,10E+07	3,81E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
6	13 - Arroio Preto	13- Alto	6,19E-03	0,00E+00	0,00E+00	6,19E-03	2,82E+04	0,00E+00	0,00E+00	1,19E+01	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
6	13 - Arroio Preto	13- Médio	2,36E-02	2,75E-02	0,00E+00	5,11E-02	1,07E+05	1,12E+07	0,00E+00	8,56E+02	0,37	0,15	0,22	NÃO ATENDE
6	13 - Arroio Preto	13- Baixo	5,78E-03	1,73E-02	1,16E-02	3,47E-02	2,63E+04	7,09E+06	1,42E+07	7,04E+02	0,21	0,15	0,06	NÃO ATENDE
6	14 - Rio dos Sinos	14- Alto	0,00E+00	3,25E-02	1,14E-01	1,46E-01	0,00E+00	1,32E+07	1,38E+08	5,90E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
6	14 - Rio dos Sinos	14- Médio	0,00E+00	5,16E-02	7,22E-02	1,24E-01	0,00E+00	2,08E+07	8,82E+07	0,00E+00	0,07	0,15	-0,08	ATENDE
6	14 - Rio dos Sinos	14- Baixo	1,50E-01	0,00E+00	1,50E-01	3,01E-01	6,77E+05	0,00E+00	1,82E+08	9,28E+03	0,04	0,15	-0,11	ATENDE
6	15 - Arroio Portão	15- Alto	0,00E+00	0,00E+00	2,74E-02	2,74E-02	0,00E+00	0,00E+00	3,36E+07	3,53E+02	0,06	0,15	-0,09	ATENDE
6	15 - Arroio Portão	15- Médio	0,00E+00	0,00E+00	1,32E-01	1,32E-01	0,00E+00	0,00E+00	1,61E+08	1,47E+03	0,12	0,15	-0,03	ATENDE
6	15 - Arroio Portão	15- Baixo	0,00E+00	0,00E+00	1,49E-01	1,49E-01	0,00E+00	0,00E+00	1,80E+08	2,09E+03	0,18	0,15	0,03	NÃO ATENDE
6	16 - Rio dos Sinos	16- Alto	1,56E-02	1,56E-02	1,56E-02	4,69E-02	7,11E+04	6,39E+06	1,92E+07	4,51E+03	0,02	0,15	-0,13	ATENDE
6	16 - Rio dos Sinos	16- Médio	8,95E-02	2,56E-02	2,56E-02	1,41E-01	4,05E+05	1,04E+07	3,14E+07	3,10E+03	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
6	16 - Rio dos Sinos	16- Baixo	3,79E-02	0,00E+00	9,48E-02	1,33E-01	1,72E+05	0,00E+00	1,15E+08	3,81E+03	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
6	17 - Arroio Sapucaia	17- Alto	0,00E+00	0,00E+00	1,02E-01	1,02E-01	0,00E+00	0,00E+00	1,24E+08	9,02E+02	0,25	0,10	0,15	NÃO ATENDE
6	17 - Arroio Sapucaia	17- Médio	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	4,88E+02	0,07	0,10	-0,03	ATENDE
6	17 - Arroio Sapucaia	17- Baixo	6,92E-02	0,00E+00	1,38E-01	2,08E-01	3,13E+05	0,00E+00	1,68E+08	5,91E+02	0,30	0,10	0,20	NÃO ATENDE
6	18 - Rio dos Sinos	18- Alto	4,20E-02	0,00E+00	1,40E-02	5,60E-02	1,91E+05	0,00E+00	1,72E+07	6,40E+02	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
6	18 - Rio dos Sinos	18- Médio	2,25E-02	9,02E-03	3,16E-02	6,31E-02	1,02E+05	3,69E+06	3,87E+07	2,28E+03	0,01	0,15	-0,14	ATENDE
6	18 - Rio dos Sinos	18- Baixo	4,58E-03	3,21E-02	3,21E-02	6,87E-02	2,09E+04	1,30E+07	3,93E+07	1,68E+03	0,02	0,15	-0,13	ATENDE